

TARTU ÜLIKOOL
ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSTE INSTITUUT
ZOOLOOGIA OSAKOND
ZOOLOOGIA ÕPPETOOL

Martin Absalon

**LENDORAVA (*PTEROMYS VOLANS*)
RUUMIKASUTUS JA POPULATSIOONI SIDUSUS
VIRUMAA METSAMASSIIVIS**

Magistritöö

Juhendaja: Jaanus Remm

Tartu 2013

Sisukord

| | |
|---|----|
| 1. Sissejuhatus | 4 |
| 2. Lendorav | 7 |
| 2.1. Liigikirjeldus | 7 |
| 2.2. Lendorava populatsiooni kujunemine Eestis | 8 |
| 3. Metoodika | 10 |
| 3.1. Uurimisala | 10 |
| 3.2. Lendoravate telemeetriline jälgimine | 10 |
| 3.3. Kodupiirkonna analüüs | 12 |
| 3.4. Elupaiga modelleerimine | 12 |
| 3.4.1 Lendorava näidis leiukohad | 12 |
| 3.4.2 Seletavad keskkonnatunnused | 13 |
| 3.4.3 Andmekihtides olevate lünkade täitmine | 15 |
| 3.4.4. Elupaiga modelleerimine programmiga MaxEnt | 15 |
| 3.4.5. Mudeli ennustusvõime | 16 |
| 3.5. Maastiku liikumistakistuse hindamine | 16 |
| 3.6. Maastiku sidususe analüüs. | 17 |
| 3.7 Keskkonna kandevõime hindamine | 18 |
| 4. Tulemused | 19 |
| 4.1. Lendorava elupaigkasutus | 19 |
| 4.4 Maastikutakistus lendorava liikumisel | 22 |
| 4.5. Lendorava kodupiirkond. | 26 |
| 4.6. Maastiku sidusus | 27 |
| 4.3. Virumaa uurimisala keskkonna kandevõime | 28 |
| 5. Arutelu | 30 |
| 5.1. Lendorava elupaik | 30 |

| | |
|--|----|
| 5.2. Lendorava liikumisteede iseloomustus..... | 32 |
| 5.3. Lendorava kodupiirkond | 33 |
| 5.4. Maastiku sidusus..... | 34 |
| 5.5. Uurimisala kandevõime..... | 34 |
| 5.6. Kaitsekorraldus | 35 |
| 6. Kokkuvõte | 37 |
| 7. <i>Summary</i> | 38 |
| 8. Tänuavaldused..... | 39 |
| 9. Kasutatud kirjandus | 40 |

1. Sissejuhatus

Inimtegevus, nagu põllumajandus, metsandus ja linnastumine on põhjustanud maastikumuutusi nagu elupaikade fragmenteerumine ja hävimine ning elupaigalaikude keskmise pindala vähenemine ja isoleeritus teineteisest (Andren, 1994; Bohnet & Pert, 2010; Mortelliti *et al.*, 2012). Sellistes antropogeenselt mõjutatud maastikes on lisaks mitmeid erinevaid elemente, nagu teed, asulad, põllud, aiad, kraavid, mis raskendavad loomade vaba liikumist (Wiens *et al.*, 1993). Empiirilised tõendid näitavad, et mainitud maastikumuutuste all kannatab suur hulk väikeimetaja-, kahepaikse- ja linnuliike (Hanski & Ovaskainen, 2003).

Elupaigalaigu suurus ja kuju, elupaigalaikude vahelise taustakeskkonna omadused ning muutused maastiku heterogeensuses mõjutavad liikumise suunda ja elupaigalaigu koloniseerimisedukust (Lima *et al.*, 1996; Marchesan & Carthew, 2008). Üheks olulisemaks faktoriks elupaigalaigu koloniseerimisedukusele peetakse elupaigalaikude ühendatust maastikus (Hanski *et al.*, 1998). Et leevendada säärase tegurite tagajärgi liikidele ja tagada nende püsijäämine muutuvates tingimustes on esmatähtis aru saada kuidas käituvad eri liigid või kooslused erinevates tingimustes. Tasub silmas pidada, et nende tegurite mõju iseloom ei ole sugugi samasugune kõigile liikidel (Scott *et al.*, 2006).

Eluslooduse kaitse edukas korraldus sõltub võimest tunda liikide ruumikasutust nii hetkeolukorras kui ka võimest adekvaatselt ennustada tuleviku mõjutegureid. Ohustatud liigid ja kooslused, invasiivsed tulnukliigid ja kliimamuutustele alid taksonid on näited, millega tegeledes tuleb tulemuslikuks looduskaitseks ka aias ette näha (Bateman *et al.*, 2012; Kaschner *et al.*, 2011; McDonald & Brown, 1992). Vähearvuka liigi jaoks, keda ohustab süvenev elupaikade hävimine ja maastiku killustumine, on oluline identifitseerida liigile sobivad elupaigad ning nende ühendatus, et efektiivselt planeerida pikaajaline kaitsekava (Barbosa *et al.*, 2003; Nikolakaki, 2004; Rondinini *et al.*, 2005; Wilson *et al.*, 2011).

Uute kaitsealade loomisel on prioriteetsete alade valik tihti keeruline ettevõtmine (Margules & Pressey, 2000). Küsimused nagu: millistele aladele ja liikidele anda prioriteet, arvestades maksumust ja muid piiranguid; millised meetmed oleksid kõige parema kulu–efektiivsuse suhtega liikide kaitstes? Et nendele küsimustele vastata, on tähtis kaardistada täpne liigi levik, et säilitada kõik tähtsad elupaigad (Gaston, 2000; Trisurat *et al.*, 2010). Siinkohal on liikide elupaiga modelleerimisel ja mudelite ennustuvõimel suur väärtus, ning see on saanud üldkasutatavaks vahendiks mõistmaks bioloogilise mitmekesisuse ruumilisi seaduspärasid

kõikjal maailmas (Calkins *et al.*, 2012; Clements *et al.*, 2012; Fernandez *et al.*, 2003; Guisan & Thuiller, 2005; Newbold *et al.*, 2009). Liikide geograafilise paiknemise mustrite uurimine ja mõistmine on üks põhifookustest biogeograafias, evolutsioonilises bioloogias ja looduskaitsebioloogias (Doebeli & Dieckmann, 2003; Lomolino & Perault, 2004). Elupaiga modelleerimine on tugevalt avardanud nende valdkondade võimalusi (Guisan & Thuiller, 2005; Peterson & Kwak, 1999; Warren *et al.*, 2008; Wilson *et al.*, 2011). Ökoloogilise nišši modelleerimine on edukalt leidnud rakendust liikide ning bioloogilise mitmekesisuse kaitses juba pikemat aega (Nikolakaki, 2004; Rondinini *et al.*, 2005; Trisurat *et al.*, 2010; Wilson *et al.*, 2011).

Nišši modelleerimise vajadus on ilmne lendorava (*Pteromys volans*, Linnaeus, 1758) puhul. Tema populatsioone Euroopas iseloomustavad kõik ülal kirjeldatud globaalsed probleemid. Arvukuse languse olulisemateks põhjusteks peetakse elupaikade vähenemist ja maastiku killustumist (Hokkanen *et al.*, 1982; Hurme *et al.*, 2007; Timm, 2006). Tänapäeval levinud metsamajandusviisid on laialdaselt süvendanud lendorava populatsioonide edasist langust (Kurttila *et al.*, 2002; Selonen & Hanski, 2004; Timm, 2006). Eestis on levikuala kahanenud terve eelmise sajandi jooksul, piirdudes tänaseks päevaks tõenäoliselt ühe vähearvuka populatsiooniga Lääne- ja Ida-Virumaa maakondades ja võib-olla mõne väiksema isoleeritud populatsiooniga mujal Eestis.

Lendoravat iseloomustab spetsiifiline elupaiganõudlus vanade haava–kuuse segametsade suhtes ja tugevalt piiratud liikumisvõime avatud maastikus (Monkkonen *et al.*, 1997; Reunanen *et al.*, 2002). Teda saab pidada katusliigiks, kelle elupaiku kaitses säilitatakse kaudselt ka teisi elupaiganõudluselt vanu metsi vajavaid haruldasi liike (Hurme *et al.*, 2008). Kuigi on üldtunnustatud fakt, et elupaikade hävinemine ja killustumine omavad mõju liikide ellujäämisele, paljunemisele, hajumisele, arvukusele ja levikule (Andren, 1994; Cushman, 2006), siis ilma liigispetsiifilise uuringuta, saab teha vaid üldisi järeldusi antud liigi käitumise osas konkreetses kliimaüübis ja maastikus (Kindlmann & Burel, 2008). Soomes on üsnagi põhjalikult lendoravat uuritud, ning on selgunud, et juba Lõuna- ja Põhja-Soome vahel esinevad erinevused liigi asustustiheduses, kodupiirkonna suuruses ja maastikukasutuses (Reunanen *et al.*, 2002). Üldisi käitumuslikke erinevusi on võimalik täheldada ka Eesti ja Soome lendorava populatsioonide vahel. Näiteks lendorava ekskrementi, mille alusel tuvastatakse elupaiga asustatus, leidub Soomes tihti kuuskede all, Eestis aga valdavalt haabade jalamitel (Hanski *et al.*, 2000; Timm, 2006). Et teha usaldusväärseid ennustusi ja

järeldusi Eesti lendoravapopulatsiooni kohta ning asustatud piirkonnale, peavad seega lähteandmed pärinema Eesti populatsioonist endast.

Magistritöö eesmärgid. Käesoleva uurimustöö eesmärgiks on luua lendorava elupaigamudel teadaolevalt Eesti ainukese säilinud populatsiooni territooriumile, eesmärgiga tuvastada sobivad elupaigalaigud, mille alusel oleks võimalik korraldada efektiivsemat liigikaitset selles piirkonnas. Mudeli loomisel võeti aluseks biotoopide jaotus 250 km² suurusel alal Lääne- ja Ida-Virumaa piirialal. Kasutati geoinfosüsteemil põhinevat elupaiga modelleerimist, et kindlaks teha Eesti Virumaa populatsiooni põhjal lendorava elupaiganõudlused nii kodupiirkonna asupaiga kui ka liikumisteede valikus. Sellised liigispetsiifilised teadmised antud regioonis võimaldavad mõista keskkonna kvaliteeti määravaid tegureid ja teha kindlaks kaitsekorralduse kriitilisi aspekte äärmiselt ohustatud ja vähearvuka populatsiooni puhul. Selle uurimustöö tähtsamateks tööküsimusteks on: (1) kui suur on lendorava kodupiirkond Eestis, milline on tema maastiku tunnuste eelistus antud kodupiirkonnas ning millist keskkonda eelistatakse liikumiseks; (2) milline on Virumaa metsamassiivi maastikusidusus arvestades lendorava liikumise omapärasid; (3) milline on lendorava Virumaa populatsiooni keskkonna kandevõime; (4) mis on kaitsekorralduslikud prioriteedid, kuhu on vaja uusi kaitsealasid ja kaitsekorraga liikumiskorridore?

2. Lendorav

2.1. Liigikirjeldus

Üldkirjeldus. Lendorav kuulub näriliste seltsi, oravlaste sugukonda, perekonda *Pteromys*. Tema välimusele on iseloomulik öisest eluviisist tulenevalt suured mustad silmad. Öhus liuglemiseks kasutab ta keha külgedel olevast nahavoldist moodustunud lennust. Karvastik on tihe ja pehme, olles suvekuudel kollakas- kuni mustjashall ning talvel hõbehall. Kõhupiirkond on aastaringselt valge. Saba on horisontaalselt lame ja kaetud lühema karvastikuga. Keskmise kehamass on 130 g. Täiskasvanuks saanud lendoravate eluiga jääb tüüpiliselt 5–6 aasta vahele. Iseseisvus saavutatakse 2-kuuselt, suguküpsus sünnijärgseks kevadeks (Airapetyants & Fokin, 2003; Timm, 2006). Lendorav võib saada 1–2 pesakonda aastas, esimene aprilli lõpus või mai alguses ja teine juunis. Tavaliselt sünnib pesakonda 2–3 poega (Selonen & Hanski, 2010). Toituvad lehtpuu, põhiliselt haava, kase ja lepa urbadest, koorest, seemnetest, lehtedest, võrsetest ja marjadest (Airapetyants & Fokin, 2003). Looduslikeks vaenlasteks on metsnugis ja kakulised nagu händkakk (*Strix uralensis*) ja kassikakk (*Bubo bubo*; (Airapetyants & Fokin, 2003; Selonen *et al.*, 2010).

Levik maailmas. Lendorava areaal asub kogu Põhja-Euraasia sega ja lehtmetsa vööndis – Euroopa põhjaosas Soomest läbi Siberi kuni Mongoolia, Korea ja Kirde-Hiina metsadeni. Leviku lõunapiir ühtib idas enam-vähem metsastepi ja läänes laialehiste metsade lõunapiiriga (IUCN, 2013).

Elu- ja pesapaik. Lendorav eelistab elupaigana küpseid kuuse–enamusega segametsi, harvemini võib teda leida lehtpuuenamusega metsadest (Selonen *et al.*, 2007). Näiteks Lõuna–Soomes ja Eestis on lendoravat leitud haabadel (*Populus tremula*) sagedamini, kui seda võib eeldada nende sagedusest puistus (Hanski *et al.*, 2000; Remm, 2011). Emaste kodupiirkond on keskmiselt 5,7 ha ja isastel 40 ha suur. Emased on territoriaalsed. Isaste kodupiirkonnad kattuvad omavahel ja hõlmavad seejuures mitut emase kodupiirkonda (Hanski *et al.*, 2000). Lendorava pesapaigaks on puuõõnsused, mistõttu on elupaigas oluline õõnerohkete 70–120 aastaste haavapuude olemasolu (Remm, 2010). Eelistatud on vanad rähniõõned, mille ava diameeter on 3–5 cm, mis välistab nugise ja orava (*Sciurus vulgaris*) ligipääsu pesale. Üks loom kasutab võimalusel mitut õõnsust vaheldumisi (Airapetyants & Fokin, 2003; Hanski *et al.*, 2000). Kasutavad ka linnupesakaste ja spetsiaalselt lendoravale valmistatud pesapakke, harvem ka orava mahajäetud risupesi (Airapetyants & Fokin, 2003; Hanski *et al.*, 2000; Haukisalmi & Hanski, 2007).

Liikumisvõime maastikus. Kuigi lendoraval on väga spetsiifilised elupaiganõudlused ja äärmiselt halb liikumisvõime avatud maastikus on erinevad puistud suhteliselt võrdväärselt läbitavad. Soomes teostatud arvukad uuringud lubavad öelda, et lendoravad ei ole oma liikumisel ja eriti noorloomade hajumisel tundlikud servaaladele. Ainsaks tõsise liikumistakistuse moodustab lageda ja metsa servaala. Väga harva ületatakse 100 meetrist laiemaid puudeta biotoope. Lendorav suudab teha 30– 70 meetriseid liugelende. Lagealad, mida saab ületada ühe liugelennuga üldjuhul ei ole liikumistakistuseks. Läbitavad võivad olla ka mõnesajameetrised poollagedad alad, kus leidub vaid üksikuid puid ja põõsaid (Selonen & Hanski, 2003, 2004).

Noorloomade hajumine. Lendoravapopulatsiooni elujõulisuse seisukohalt on väga oluline maastikusidusus, millest sõltub migratsiooni efektiivsus hajumisraadiusse jäävatesse lokaalpopulatsioonidesse. Paljude ühendusteedega võrgustik loob soodsamad tingimused elujõulise populatsiooni olemasoluks ja säilimiseks (Lima *et al.*, 1996; Prugh *et al.*, 2008). Lendorava noorloomad jaotuvad migratsiooni osas lühikese distantsti ja pika distantsti hajujateks. Lühikese distantsti hajujaid iseloomustab ulatuslik kodupiirkonnast kaugem maastiku uurimine ning hilisem hajumise suund on juhuslik erinevate lähiümbruse maastikutüüpide suhtes. Seevastu pikamaa hajujad alustavad migratsiooni sinna, kus lähiümbruses on kõige suurem kuuse osakaal ning eelnevaid uurimisretki tehakse lühidistantsti hajujatest vähem. Pikamaa ja lühimaa hajujate hajumisulatus eralduspunkt on umbes 2,3 km. Umbkaudu 40% isastest jäävad oma sünnipiirkonda (Selonen & Hanski, 2006). Emased lendoravad hajuvad varem ja liiguvad pikemaid distantse kui isased. Soome noorloomade keskmised hajumisdistantid olid emastel 2,4 km ja isastel 1,1 km, samas kui maksimaalseteks hajumisteedeks oli emasel 8,7 km ja isasel 5,9 km. Analüüs näitas, et looma hajumishetke kehamassil ei olnud statistilist seost lendorava hajumisteedade pikkusega (Selonen *et al.*, 2007). Kui juveniilide liikumisteedele ei tulnud takistuseks ette mõnda suurt rabamännikut, põldu, järve või jõge, liikusid noorloomad üsna sirgjooneliselt. Noorloomad kasutavad ka põlluäärseid puuribasid (Selonen & Hanski, 2003, 2004).

2.2. Lendorava populatsiooni kujunemine Eestis

Lendorav on Eestis oma areaali läänepiiril, lokaalse levikuga liik. Asurkonna levikupiire iseloomustab pidev langustrend. Arvukuse ja elupaikade vähenemine on olnud iseloomulikud

ja süvenevad terve 20. sajandi vältel. Näiteks ajavahemikul 1940–1979 kahanes levikuala 21% ja perioodil 1980–2001 oli langus juba peaaegu 50% (Timm & Kiristaja, 2002).

Veel enne I maailmasõda oli lendorav suhteliselt laialt levinud. Sagedamini kohati liiki Pärnu–, Viljandi– ja Virumaa suuremates metsades ning mitmel pool Kagu–Eestis. Sealt alates hakkas kõigepealt arvukus langema Pärnu– ja Viljandimaal. 1960ndateks aastateks oli lendorav teadaolevalt Kagu–Eestist hävinenud ja Pärnu– ning Viljandimaal teada vaid paar asukohta. Ajavahemikul 1980–ndatest tänapäevani on peamiseks levialaks Virumaa keskosa rabasid ümbritsevad metsad. Võib oletada, et liik esineb veel isoleeritud asurkondadena Lõuna–Pärnumaal, Soomaal, Harju– ja Raplamaal (Timm, 2006). Viimase viie aastaga on leitud lendoravat vaid Virumaalt, kus aktiivse kevadise inventeerimise tulemusena on registrisse kantud 40 uut leiukohta (Keskkonnainfo, 2013).

Eestis on lendorav I kategooria kaitsealune liik ning kantud Eesti punasesse raamatusse (Eesti punane raamat, 2008).

3. Metoodika

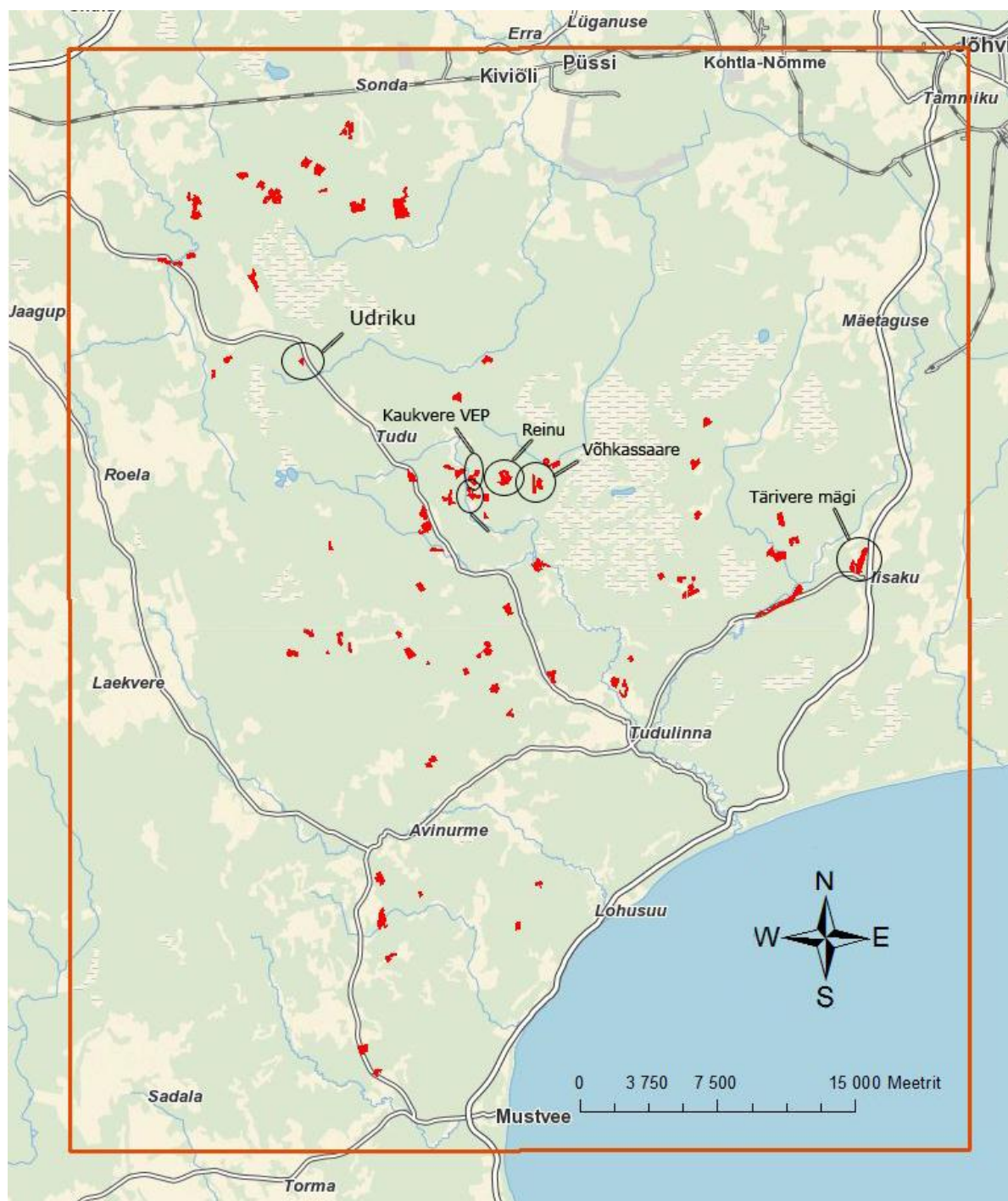
3.1. Uurimisala

Uurimisala paiknes 250 km² suurusel alal Lääne- ja Ida-Virumaa piirialal (joonis1). Selles piirkonnas on alates 1986 aastast tegeletud iga-aastase lendorava elupaikade inventeerimisega Uudo Timmi eestvedamisel. 2012 aasta seisuga on keskkonnaregistrisse kantud 104 püsielupaika (Keskkonnainfo, 2013). Antud regiooni metsasus on ligikaudu 52%, millest tulundusmetsa alla kuulub 71% ja kaitsealade alla 14% metsamaast. Rohkem kui 100 aastaste puistute osakaal metsamaast on 6% ning sama suur on püsinud viimasel ajal iga-aastane keskmine raiemaht. Metsamajanduslikult keskealised ja küpsed puistud moodustavad 38% kogu pindalast (Eesti metsad, 2010). Keskmine sademete hulk on 500–750mm aastas (Perens *et al.*, 2010)

3.2. Lendoravate telemeetriline jälgimine

Lendorava kodupiirkonna suuruse, maastikulise paigutuse ja liikumisteedade selgitamiseks jälgiti lendoravaid raadiotelemeetriliselt kokku kuues piirkonnas, mis on seotud lendorava püsielupaikadega: Tärivere mägi Iisaku vallas, Udriku Vinni vallas ning Reinu, Vöhkassaare, Kaukvere vääriselupaik ja Allikakopli Tudulinna vallas (joonis 1). Ajavahemikul 2007–2012 jälgiti raadiotelemeetria meetodil kokku 33 looma, kellest seitsme kohta kogunes analüüsiks piisav andmehulk. 23 loomale pandi unikaalne nimi ja 21 isendilt kogunes vähemalt 3 asukohapunkti. Kodupiirkonna analüüsiks kasutati minimaalselt 25 asukohapunkti ja liikumisteede analüüsis minimaalselt kuus tundi looma liikumisi. Jälgitavatest loomadest neli oli emased ja kolm isased.

Lendorava asupaigad määrati kindlaks raadiotelemeetriliselt. Asukohapunktid määrati sihtimis ja lähemale liikumise meetodil otsides ülesse puu, millel jälgitav loom viibis (Kenward, 2001). Puude võrades tegutsevad lendorav üldjuhul maapinnal liikuvat inimest väga tugevalt ei karda ja jätkab oma harjumuspäraseid tegevusi ka pealambi valgusvihus talle mugaval distant sil, mis uurija vaikselt olles võib olla ka vaevalt mõned meetrid. Seetõttu on alust arvata, et valitud asupaiga määramise meetod tulemusi ei mõjuta.



Joonis 1. Lendorava uurimisala Virumaa piirkonnas (oranž nelinurk). Punasega on tähistatud lendorava püsielupaigad 2013 aasta alguse seisuga (Keskkonnainfo, 2013). Musta ringiga on välja toodud uurimiskohad, kus on tegeletud lendorava telemeetrilise jälgimisega ajavahemikul 2007–2012.

Valdav enamus öiseid asukoha määramisi tehti suvel. Liikumisteede jälgiti erandlitult suve kuudel. Igal vaatlusööl registreeriti jälgitava looma kohta vähemalt üks asukohapunkt ning jälgiti ühe looma liikumist täpsemalt pikema aja vältel. Asukohapunktid registreeriti liikumisteede jälgimisel reeglina iga 2–8 minuti tagant. Ajavahe sõltus tavaliselt looma enda liikumiskiirusest, olles lendorava kiiremal liikumisel väiksemad. Ühe öö jooksul tehtud

jälgimisperioodi pikkusele kindlat ajalist kriteeriumi ei seatud, see sõltus ilmast ja jälgitava looma aktiivsusest, olles ühel ööl keskmiselt kaks tundi. Kõige pikem jälgimisperiood oli 5 tundi ja lühim 10 minutit. Keskmiselt tehti ühe looma kohta kokku 16 tundi liikumisteedkonna vaatlusi. Kuigi öösel on ka tema asukohta teades lendoravat väga raske märgata, tehti võimalusel märkusi tema tegevuse kohta – näiteks: loom tegeles haava võras söömisega, liikus ühest kohast teise või viibis pesaõõnes. Juhul, kui loom liikus, tugineti mõnikord kogemusele ja määratleti asukohapunkt liikumisteedkonna peale kohta, kus loom oli hiljuti tõenäoliselt viibinud.

Raadiomärgistatud loomade positsioneerimiseks kasutati Yagi–tüüpi antenniga varustatud Sika (Biotrack) eriotstarbelist raadiovastuvõtjat. Loomad märgistati Biotrack PIP2 tüüpi VHF–raadiokaelustega (u. 4,5 g).

3.3. Kodupiirkonna analüüs

Kodupiirkonna suuruse arvutamiseks kasutati lendorava öise aktiivsuse aja asukohapunkte ja lisati jälgimisperioodil teadaolevalt kasutatud pesapuu asukohad. Analüüsi kaasati loomad, kellelt oli saadud vähemalt 25 asukohapunkti (Hanski *et al.*, 2000; Joseph, 2003). Kasutati kerneli kodupiirkonna hinnangut. Kogu kodupiirkond piiritleti 95% suurima kerneli tihedusega järgi, ning kodupiirkonna tuumala 50% suurima kerneli tiheduse järgi. Kodupiirkonna analüüs viidi läbi programmiga ArcGis, kasutades *HRT* paketti.

3.4. Elupaiga modelleerimine

3.4.1 Lendorava näidis leiukohad

Elupaiga mudeli loomiseks oli vaja tekitada erinevate keskkonnatunnustega GIS-andmekihid ja lendorava täpsete esinemiskohtade kiht. Lendorava esinemiskohtadena kasutati Keskkonnaregistris olevaid leiukohti ning täiendati neid loomade telemeetrilisel jälgimisel saadud infoga. Lendorava esinemist on jälgitud järjepidevalt Virumaal alates 1986 aastast ning kõik teadaolevad leiukohad kantakse Keskkonnaregistrisse ja võetakse kaitse alla. Hoolimata sellest, et kaitse all olevaid lendorava leiukohti metsamajanduslikud tegevused otseselt ei mõjuta, vananevad puistud aja jooksul ja tormid tekitavad ulatuslikke tuulemurde, mis võivad vähendada koha sobivust lendorava elupaigaks. Seetõttu hinnati kohtade sobivus

üle, et jätta ennustuse algandmetest välja kohad, mis praegusel hetkel väga tõenäoliselt ei ole lendoravale sobivad elupaigad. Esimeses järgus kõrvaldati kohad, kust lendorava esinemist ei ole tuvastatud viimase 7 aasta jooksul, mil elupaigainventuurid on olnud suhteliselt intensiivsed. Samuti eemaldati valimist üks püsielupaik, kus torm oli suure osa vanadest haabadest maha murdnud ja allesjäänud puud olid jäänud tuultele avatuks.

Lendorava esinemiskohtadena kasutati elupaiga mudeli lähteandmetena asukohapunkte. Kohtades, kus eelnevalt oli teada pesapuude paiknemine, paigutati mudeli testandmete asukohapunktid pesapuude lähedusse. Nende mitteteadmisel paigutati punkt ortograafilise aerofoto alusel leiukoha sellesse piirkonda, kus vastavalt varasematele teadmistele ja töö käigus omandatud kogemusele paistis pesapuuks sobivate puude (70–120 a haavad) olemasolu kõige tõenäolisem (Cotton & Parker, 2000; Hanski *et al.*, 2000; Pyare *et al.*, 2010; Suzuki & Yanagawa, 2012). 104-st lendorava leiukohast 43-s olid teadaolevaid pesapuid. Pseudoreplikatsioonide vältimiseks jälgiti lähtuvalt emasloomade tüüpilisest kodupiirkonna suuruselt (vt. tulemused), et punktide vahed ei oleks väiksemad kui 250 meetrit (Hanski *et al.*, 2000; Remm, 2011).

3.4.2 Seletavad keskkonnatunnused

Elupaigamudeli koostamiseks valiti kirjanduse põhjal võimalikult palju potentsiaalselt olulisi elupaigatunnuseid, mis võiksid olla olulised lendorava esinemise–puudumise seisukohalt (Hanski *et al.*, 1998; Kurttila *et al.*, 2002; Reunanen *et al.*, 2002; Selonen *et al.*, 2007; Selonen *et al.*, 2001). Enamus tunnuste valiku aluseks olnud andmeid on pärit Soomest, kus on üpris põhjalikult lendoravat uuritud ja mis on keskkonnatingimustelt Eestiga suhteliselt sarnane. Aga ka Eestist ja Loode–Venemaalt on pärit hulk väärtuslikku informatsiooni (Airapetyants & Fokin, 2003; Remm, 2011; Timm & Kiristaja, 2002). Kokku kasutati 16 keskkonnatunnust, mille kohta saadi ülepinnalised andmed kogu uurimisala kohta metsade takseerandmebaasist, Maaameti LiDAR–mõõdistustest, digitaliseeritud Eesti Mullakaardilt ning Eesti Topograafia Andmekogust (tabel 1). Keskkonnatunnuste kohta koostati ruumipunktide võrgustiku GIS–kihid pikslisuurusel 50×50 meetrit.

Mudelisse lisati kaks metsa kõrgust iseloomustavat tunnust – metsa kõrgus vastavalt takseeringule ja LiDAR–mõõdistuse metsa kõrgus. Kuna mets on oma olemuselt heterogeenne ja takseerandmete väärtus kogu eraldise puistu kõrguse kohta ei kehti kindlasti eraldise igas

punktis lisati LiDAR andmestikust saadud esimese peegelduse kõrgus maapinna suhtes. Nii oli võimalik tuvastada eraldise sees olevad suuremad häilud ja keskmisest kõrgemate või madalamate puudega kohad. Sageli ei ole põlluäärsed puuribad metsa takseerandmebaasis kajastatud, mis LiDAR kihil on olemas. Kuna vanad, pesapuudeks sobivad haavad on enamasti natukene kõrgemad ülejäänud puudest, siis annab LiDAR andmestik rohkem infot sobivate pesapuude olemasolust ja paiknemisest puistutes. Samas võib LiDARi andmete täpsus varieeruda erinevate metsatüüpide vahel. Kasutati esimese peegelduse kõrgust maapinna suhtes, ning puu latvadelt peegeldunud LiDARi mõõtmispunktide osakaal võib erineda sõltuvalt puistu koosseisust. Arvatavasti peegeldub haava laiast ja tihedast võrast suhteliselt kõrgemalt rohkem kiiri tagasi kui näiteks kuuse koonjast võrast. Seetõttu oli alust kasutada analüüsis ka takseerandmetest tuletatud metsa kõrguskihti.

Tabel 1. Elupaigatunnused, mida kasutati lendorava elupaiga modelleerimiseks ja projektseerimiseks Virumaa uurimisala maastikule. Tunnuste väärtused määratleti iga 50×50 m sammuga võrgustiku punktile.

| Tunnus | Ühik / tunnuse tüüp | Allikas / seletus |
|------------------------------|----------------------|---|
| Enamuspuu vanus | aasta | Enamuspuu vanus vastavalt metsade takseerandmebaasile 2012 a seisuga |
| Enamuspuu kõrgus | meeter | Enamuspuu kõrgus vastavalt metsade takseerandmebaasile 2012 a seisuga |
| LiDAR metsa kõrgus | meeter | Eesti Maaameti LiDAR-mõõdistuse esimese peegelduse keskmine kõrgus maapinnast 2009 a seisuga |
| Lehtpuude tagavara | m ³ /ha | I rinde lehtpuude tagavara vastavalt metsade takseerandmebaasile 2012 a seisuga |
| Okaspuude tagavara | m ³ /ha | I rinde okaspuude tagavara vastavalt metsade takseerandmebaasile 2012 a seisuga |
| Haava osakaal | % | I rinde haabade puidu tagavara osakaal vastavalt metsade takseerandmebaasile 2012 a seisuga |
| Kuuse osakaal | % | I rinde kuuskede puidu tagavara osakaal vastavalt metsade takseerandmebaasile 2012 a seisuga |
| Männi osakaal | % | I rinde mändide puidu tagavara osakaal vastavalt metsade takseerandmebaasile 2012 a seisuga |
| Kasvukohatüüp | kategooriline tunnus | 27 kasvukohatüüpi vastavalt metsade takseerandmebaasile 2012 a seisuga |
| Mullatüüp | kategooriline tunnus | Mulla tüüp vastavalt Eesti Mullakaardile (1997–2001). Kasutati üldistatuna 22 põhitüübiks. |
| Mulla boniteet | ühikuta pidev tunnus | Mulla boniteet vastavalt Eesti Mullakaardile (1997–2001) |
| Lageda ala osakaal naabruses | % | Lageda ala osakaal 250×250m suurusel maa-alal iga ruumipunkti ümber vastavalt Eesti Maaameti LiDAR-mõõdistusele (esimese peegelduse kõrgus < 2 m maapinnast) 2009 aasta seisuga |
| Mulla niiskus | ühikuta pidev tunnus | Mulla niiskuse indeks vastavalt metsade takseerandmebaasile 2012 a seisuga ning Lõhmuse (2006) metsakasvukohatüüpide ordinatsiooniskeemile |
| Mulla karbonaatsus | ühikuta pidev tunnus | Mulla karbonaatsuse indeks vastavalt metsade takseerandmebaasile 2012 a seisuga ning Lõhmuse (2006) metsakasvukohatüüpide ordinatsiooniskeemile |
| Metsatüüp | kategooriline tunnus | Okas-, sega- või lehtmets vastavalt Eesti Topograafia Andmekogule 2012 a seisuga |

3.4.3 Andmekihtides olevate lünkade täitmine

Kõige rohkem keskkonnatunnuseid oli pärit 2012 aasta Eesti metsade takseerandmebaasist. Kuna metsaregistri andmed ei ole täielikud – umbes 10% uurimisalale jäävatest puistutest on takseerimata ja oleks mudelist välja jäänud, siis kasutati nende lünkade täitmiseks tunnuseid teistest allikatest, mis katsid kogu uurimisalala. Kohtades, kus mõne andmekihi kohta teave puudus tehti ennustus mullakaardi boniteedi, mullatüübi, LiDAR metsa kõrguse ja põhikaardi metsatüübi põhjal, mis katsid lünkadeta kogu uurimisalala. Selleks kasutati pidevate tunnuste puhul üldistatud aditiivseid mudeleid (GAM) ning kategooriliste tunnuste puhul klassifikatsiooni ja regressiooni puid (CART) programmi R pakettidega *tree* ja *gam*. Protsentskaalaga pidevate keskkonnatunnuste ennustamiseks kasutati logitteisendust; pidevatel tunnustel, mille puhul negatiivsed väärtused ei ole võimalikud kasutati logaritmtteisendust.

3.4.4. Elupaiga modelleerimine programmiga MaxEnt

Lendorava elupaigamudeli koostamiseks uurimisalal kasutati programmi MaxEnt (Phillips & Dudik, 2008; Phillips *et al.*, 2006), mis on võrdluses teiste liikide leviku modelleerimise algoritmidega andnud parimaid tulemusi väikesemahuliste näidisandmetega (Hernandez, 2006). Liikide leviku ennustamiseks kasutatavad meetodid jagunevad üldiselt kaheks: meetodid, mis vajavad nii liigi esinemis- kui ka puudumiskohtade koordinaate ning meetodid, mis võtavad aluseks ainult esinemiskohtade andmed. Kuna liigi puudumiskohtade andmed on sageli puudulikud või ebausaldusväärsed, omavad mudelid, mis vajavad ainult esinemiskohtade (*presence only*) andmeid, erilist tähtsust (Hirzel *et al.*, 2002). MaxEnt ehk maksimum entroopia algoritm on välja töötatud spetsiaalselt nn. *presence only* andmetega töötamiseks, mille puhul kindlad puudumiskohad ei ole vajalikud (Dudik *et al.*, 2007). Selleks, et määrata hinnang erinevate parameetrite suhtelise panuse tugevuse kohta kogu mudeli kirjeldamises, viidi läbi *Jackknife resampling* analüüs. Olulisemaks tulnud parameetrite kohta koostati *marginal response curve* graafikud, mis näitavad ennustatud elupaiga sobivust lendoravale vastava parameetri eri väärtuste juures.

3.4.5. Mudeli ennustusvõime

Mudeli seletusvõime iseloomustamiseks kasutati statistikut *area under the curve (AUC)* mõõdab tõenäosust, et juhuslik leiukoht on kõrgema esinemistõenäosusega kui valitud juhuslik mitteleiukoht. Väärtus 0,5 tähendab, et mudel ei erine juhuslikust ennustusest.

Selleks, et hinnata lisaks seletusvõimele ka elupaigamudeli ennustusvõimet viidi läbi ristvalideerimise protseduur. Lendorava leiukohtade näidisandmete valimist jäeti juhuslikult välja 10% leiukoha punkte. Loodi MaxEnt mudel ülejäänud 90% punktide põhjal ning vaadati, kui mitme välja jäetud punkti puhul ennustas mudel selle elupaigatingimused lendoravale sobivateks. Kogu protseduuri viidi läbi 10 korda erinevate punktidega ning seejärel leiti keskmine ennustusvõime hinnang. Ennustuse leidmisraadiusena kasutati 132,5 m, mis vastab analüüsi tulemusena leitud emasloomade keskmise kodupiirkonna pindalaga võrdse ringi raadiusele (vt. tulemused).

3.5. Maastiku liikumistakistuse hindamine

Maastiku liikumistakistuse hindamiseks kasutati samuti MaxEnt programmi. Hinnati jälgitud lendoravate maastikueelistust erinevate tunnuste osas looma kogu jälgitud liikumisteedekonna osas 1 km raadiusega maa-ala suhtes. Raadius 1 km valiti sellepärast, et nii Soome kui käesoleva uuringu käigus kogutud andmed kinnitavad, et lendorav on võimeline ühe öö jooksul läbima selle vahemaa (Selonen & Hanski, 2004). Seega eeldati, et ruumikasutus selles ulatuses sõltub looma ruumikasutuse eelistustest, mitte eri kohtade ligipääsetavusest. Kasutatud maastikuparameetrid olid täpselt samad, mis elupaigamudelis.

Analüüsi kaasati seitsme looma andmeid: neli emast ja kolm isast. Kõik liikumisteed kaeti asukohapunktidega iga 25 m tagant. Iga looma kohta tehti eraldi ennustus 1 km raadiusega puhvris, mille tsentroid paiknes asukohapunktide keskpunktis. Iga maastikutunnuse kohta saadud MaxEnt liikumisjuhtivuse ennustustest leiti iga looma puhul tunnuse kontributsiooniga kaalutud (tabel 3) ühine keskvärtus. Selleks oli keskkonnatunnuste eri väärtuste puhul maastiku läbivust iseloomustav splain. Mitmetunnuselises koondmudelis kasutati tunnuste koefitsientidena nende eri loomade vahel keskmistatud kontributsioone MaxEnt mudelis. Kuna MaxEnt mudel on aditiivne (Phillips & Dudik, 2008), siis liideti lõppfaasis kõik analüüsiks valitud tunnused, mille tulemusena iga piksel omandas väärtuse, mis iseloomustas lendorava liikumisvõimet antud 50×50 m suurusel maa-alal. Selleks, et

tunnuste aditiivsus oleks üheselt mõistetav ei lisatud neisse MaxEnt mudelitesse tunnustevahelisi koosmõjusid. Maastiku takistuse leidmiseks kasutati tulemuse pöördväärtust.

Et eristada lagedaid alasid, mis on lendoravale peaaegu läbimatud, arvestati metsamaaks LiDARi esimese peegelduse kõrgus alates 2 m. Kõik muu klassifitseerus lagedaks alaks. Selleks, et alandada kitsaste puuribade läbivuse hinnangut, keset suurt lagedat, võrreldes puistutega ning tõsta metsateede ja laiemate sihtide ületatavust võrreldes lagealadega, keskmistati naaberpikslite väärtused 100 m ulatuses.

3.6. Maastiku sidususe analüüs.

Maastiku sidususe hindamise lähteandmeteks oli lendorava elupaikade andmekiht ja maastikutakistuse analüüsist saadud rasterkiht. MaxEnt mudeli tulemusena saadud pideval skaalal oleva elupaiga sobivuse hinnangu künnisväärtuseks elupaikade eristamisel muust maastikust kasutati väärtust 0,5. Sellest suurema väärtusega pikslil on tõenäosus olla asustatud 7 aasta jooksul vähemalt 50% tõenäosusega. Kuna nišši mudeli lähteandmeteks olid lendorava teadaolevad ja eeldatavad pesapuud, siis klassifitseeriti kodupiirkonna analüüsist saadud emase kodupiirkonna tuumala keskmine suurus piisavalt suureks elupaigalaiguks. See tähendas, et elupaiga mudeli tulemusel saadud pikslid pidid moodustama kokku 1,5 hektari suuruse tervikliku ala (6 pikslit), kus pikslid on vähemalt nurkapidi üksteisega ühendatud. Elupaigalaikude ühendatuse analüüsiks paigutati igasse elupaigaeraldisse üks asukohapunkt. Saadud asukohapunktide sidususe hindamiseks kasutati GIS-põhist elupaikade sidususe analüüsimiseks ja rohekoridoride planeerimiseks mõeldud programmi Linkage Mapper. Maastikutakistuse GIS kihi alusel leiti ennustatud elupaigapunktide vahele *least cost path* ühenduste. Neid ühendusteid saab iseloomustada kui võimalikult madala raskusastme, energiakulu või suremuse riskiga liikumisteid kahe elupaiga vahel maastikus. Selleks, et hinnata lendorava asurkonna terviklikust sõltuvalt loomade liikumisulatusest viidi läbi 9 erinevat ühendusteede võrgustiku arvutust. Igal arvutusel loodi ühendusteel elupaigapunktide vahel kasutades 1 km kaupa sammuliselt kasvavat punktidevahelist maksimaalset vahemaad (1–10 km). Iga arvutuse järel loeti kokku teineteisest eraldatud elupaigavõrgustike hulk.

Tulemuse varieeruvuse ja usaldusväärsuse hindamiseks jaotati uurimisala viieks sarnase pindala ja elupaikade arvuga aladeks ning korrati ülalkirjeldatud protseduuri kõigil viiel maa-alal. Standardhälbed arvutati saadud keskmiste varieeruvusest.

3.7 Keskkonna kandevõime hindamine

Keskkonna kandevõime arvutamiseks kasutati ainult maastiku sidususe analüüsis kasutatud elupaikasid, mida oli kokku 473 (vt. tulemused). Potentsiaalseks elupaigaks sobisid vähemalt 1,5 ha suurusel ennustuselal. Analüüsi ei lisatud mudeli ennustusest välja jäänud teadaolevaid elupaikke. Nende osakaal oli väga väike võrreldes potentsiaalsete elupaikade koguhulgaga. Lisaks võib arvata, et välja jäänud alasi tasakaalustab mõningate ebasobivate alade ennustuses esinemine. Kuna mudeli lendorava leiukohtade andmed on pesapuude teadaolevad ja arvatavad asukohad, siis kandevõime arvutused tehti kodupiirkonna analüüsist saadud emase keskmise kodupiirkonna tuumala usalduspiiride vahemikuga (tabel 5). Terve emase kodupiirkond, sisaldab endas tavaliselt pesapuust kaugemaid toitumisalasi ja neid ühendavaid erisuguseid puistuid. Emase kodupiirkonnad üldjuhul ei kattu omavahel ja seega on alahinnangu tõenäosus madal (Hanski *et al.*, 2000).

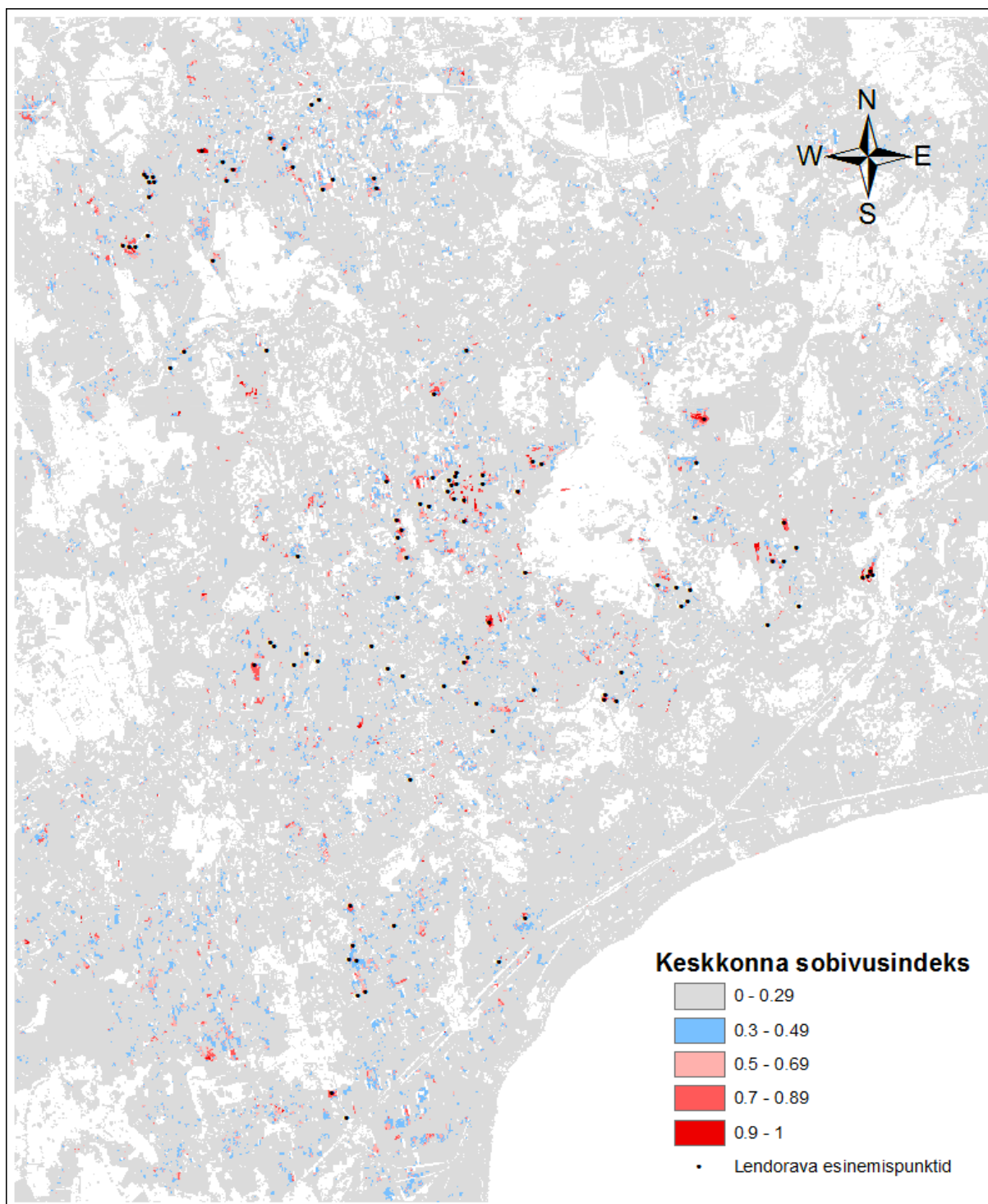
4. Tulemused

4.1. Lendorava elupaigkasutus

Lendorava elupaigamudeli järgi oli sobivuse künnisväärtuse (50%) ületanud ala pindala vaid 1,5% LiDAR andmestiku alusel metsamaaks klassifitseerunud pindalast (joonis 2). Koha asustatuse seletamise seisukohast tähtsamad tunnused on metsa kõrgus (nii takseeritud kui LiDAR), haava osakaal ja metsa vanus (tabel 2). Ülejäänud seletavate keskkonnatunnuste panus mitmetunnuselises mudelis jäi kõigil all 5%. Metsa vanuse optimum on 126 aasta juures, millest vanemates metsades langeb sobivuse tõenäosus kiiresti jõudes 50% elupaigasobivuseni kui puistu vanus on 164 aastat (joonis 3B). Alla 55 aastastes metsades on sobivuse tõenäosus vähem kui 20%. Metsa kõrguse sobivaim väärtus lendorava jaoks on maksimaalse metsa kõrguse juures (käesolevas valimis 35 m). 50%-line elupaigasobivus on takseerandmete põhjal 24 meetri ja LiDAR andmestiku metsa kõrguse põhjal 22 meetri peal (joonis 3C ja D). Esinemise tõenäosus on 55% juba 12% haava osakaalu juures. Edasine tõus on laugem ja ulatub 77% haava osakaaluni, kus esinemise tõenäosus tipneb 82 protsendiga (joonis 3A).

Keskkonnatunnuste keskväärtustes lendorava elupaikades ja kogu uurimisalal on selged erinevused peaaegu kõigi tunnuste puhul. Suurem kui kahekordne erinevus on haava osakaalu, LiDAR metsa kõrguse, lehtpuude tagavara, lageda osakaalu ja kuuse osakaalu osas (tabel 2). Tähtsamatest pidevatest tunnustest MaxEnt mudeli ennustusvõimekuse osas, on puistu peapuu keskmine kõrgus 24,2 m ning haava keskmine osakaal 23,2%. Metsa keskmine vanus on lendorava pesapaiga vahetus läheduses 42 aasta võrra suurem kui uurimisalal. Kategoorilised tunnused mudeli ennustuses suurt panust ei omanud. Kasvukohatüüpidest oli kõige eelistatum jänesekapsa-mustika kasvukohatüüp, mille eelistuskordaja oli 2,3. Järgnesid naadi ja angervaksa tüübid, mille eelistused olid vastavalt 1,3 ja 1,1. Mullatüüpidest olid suhteliselt kõrge eelistusega näivleetunud ehk kahkjad mullad (1,8) ning leostunud ja leetjad gleimullad (1,7). Leetjate muldade eelistuse väärtus oli juba 0,7. Kõige suurema osakaaluga (51,9) esines leostunud ja leetjaid gleimuldasi. Metsatüüpidest langes eelistus ainult segametsale. Eelistuskordaja oli 1,7 ja selle metsatüübi osakaal lendorava elupaigas oli 75,2%. Enamuspuu liikidest oli ülekaalukalt eelistatum haab (9), järgnes kuusk (2,3). Siiski kõige rohkem oli enamuspuuks lendorava pesapuu ümbruses märgitud kaske, osakaaluga 35,2% ja kuuske (30,4%).

Elupaiga eelistuse mudeli ennustusvõime, mida on mõõdetud näitajaga AUC oli $0,94 \pm 0,02$ ($\pm SD$) ning mudeli ristvalideerimine määras õigesti keskmiselt $87 \pm 7\%$ leiukohtadest.

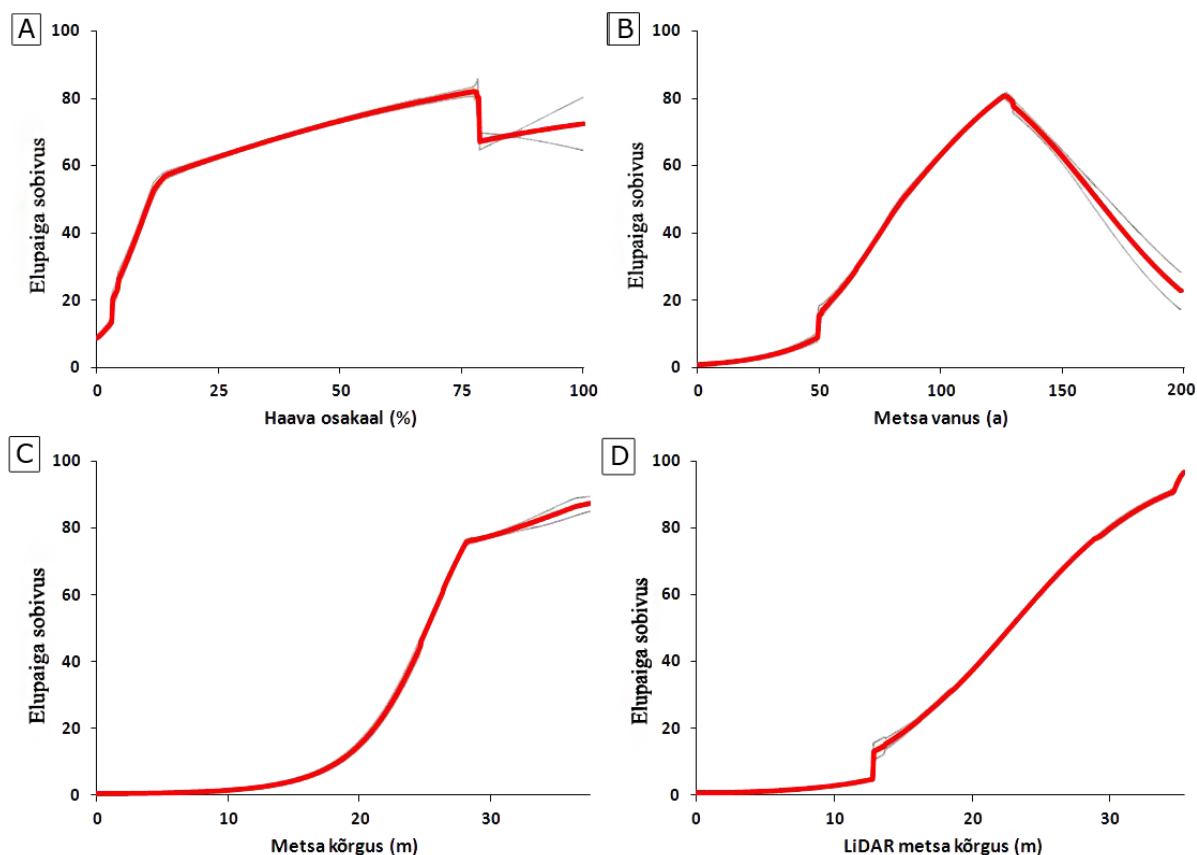


Joonis 2. Ennustatud lendorava elupaigasobivus MaxEnt mudeli põhjal projetteerituna kogu uurimisalale. Valged laigud on alla 2 m kõrguse taimkattega alad.

Tabel 2. Seletavate keskkonnatunnuste väärtused kogu uurimisalal ja lendorava leiukogtades ning protsentuaalne panus MaxEnt elupaigamudelisse.

| Pidevad tunnused | Uuurimisala | | Lendorava leiukohad | | Panus elupaigamudelisse, % | |
|--|-------------------|---------|---------------------|---------|----------------------------|--|
| | Keskmine \pm SD | Vahemik | Keskmine \pm SD | Vahemik | | |
| Metsa kõrgus, m | 13,7 \pm 8,1 | 0–40 | 24,2 \pm 5,7 | 0–35 | 30,8 \pm 3,13 | |
| Haava osakaal, % | 5,0 \pm 12,0 | 0–100 | 23,2 \pm 22,0 | 0–90 | 18,2 \pm 3,33 | |
| Metsa vanus, a | 47,1 \pm 32,4 | 0–250 | 89,0 \pm 30,4 | 0–153 | 16,7 \pm 2,2 | |
| LiDAR metsa kõrgus, m | 9,3 \pm 8,3 | 0–35,9 | 21,7 \pm 4,9 | 5,8–35 | 17,4 \pm 1,9 | |
| Männi osakaal, % | 18,6 \pm 32,4 | 0–100 | 11,6 \pm 20,1 | 0–100 | 4,6 \pm 2,0 | |
| Lehtpuude tagavara, m ³ /ha | 57,9 \pm 71,2 | 0–681 | 156,9 \pm 92,2 | 0–430 | 2,8 \pm 0,89 | |
| Boniteet | 26,5 \pm 22,8 | 0–64 | 35 \pm 19 | 0–60 | 1,2 \pm 0,47 | |
| Lageda osakaal, % | 29,2 \pm 38,3 | 0–100 | 1,5 \pm 4,5 | 0–32 | 0,9 \pm 0,38 | |
| Kuuse osakaal, % | 10,8 \pm 20,2 | 0–100 | 25,2 \pm 24,5 | 0–90 | 0,7 \pm 0,46 | |
| Niiskus | 5,0 \pm 3,6 | 1–17 | 4,5 \pm 4,2 | 1–14 | 0,6 \pm 0,1 | |
| Karbonaatsus | 4,6 \pm 2,7 | 1–14 | 3,3 \pm 2,6 | 1–13 | 0,3 \pm 0,1 | |
| Okaspuude tagavara, m ³ /ha | 81,0 \pm 94,6 | 0–1674 | 130,7 \pm 112,1 | 0–812 | 0,1 \pm 0,1 | |

| Kategorilised tunnused | Uuurimisala | | Lendorava leiukohad | | | Panus elupaigamudelisse, % |
|------------------------|---------------------------------|------------|---------------------------------|------------|-----------------|----------------------------|
| | 3 sagedasemat tüüpikategoriat | Osakaal, % | 3 asustatumat kategoriat | Osakaal, % | Eelistuskordaja | |
| Kasvukohatüüp | angervaksa | 28,6 | angervaksa | 31,3 | 1,1 | 2,1 \pm 0,5 |
| | jänesekapsa–mustika | 13,3 | jänesekapsa–mustika | 30,4 | 2,3 | |
| | siirdesoo | 8,7 | naadi | 9,1 | 1,3 | |
| Mullatüüp | leostunud ja leetjad gleimullad | 30,6 | leostunud ja leetjad gleimullad | 51,9 | 1,7 | 1,8 \pm 0,2 |
| | raba- ja siirdesoomullad | 12,4 | näivleetunud ehk kahkjad mullad | 16,2 | 1,8 | |
| | madalloomullad | 11,6 | leetjad mullad | 7,1 | 0,7 | |
| Matsatüüp | segamets | 44,4 | segamets | 75,2 | 1,7 | 0,9 \pm 0,5 |
| | okasmets | 28,5 | lehtmets | 12,7 | 0,5 | |
| | lehtmets | 27,1 | okasmets | 11,8 | 0,4 | |
| Enamuspuu liik | kask | 46,3 | kask | 35,2 | 0,8 | 0,9 \pm 0,6 |
| | mänd | 32,4 | kuusk | 30,4 | 2,3 | |
| | kuusk | 13,0 | haab | 18,0 | 9,0 | |



Joonis 3. Lendorava elupaigasobivuse seos elupaigamudeli nelja olulisema keskkonnatunnusega. Punane joon näitab 10 MaxEnt iteratsiooni keskväärtust, hallid jooned näitavad \pm standardviga.

4.4 Maastikutakistus lendorava liikumisel

Liikumisteede sobivuse mudeli ennustusvõime, mida on mõõdetud näitajaga AUC oli $0,94 \pm 0,05$. Lendorava liikumisteede analüüsis jagunesid tunnuste tähtsused mudelis mõnevõrra ühtlasemalt, kui elupaigamudeli puhul (tabel 3). Kõige tähtsamad tunnused, seletamaks lendorava liikumiseelistust on mullatüüp, kasvukohatüüp, kuuse osakaal, metsa kõrgus, haava osakaal ja okaspuude tagavara. Lendoravate liikumisteedekondades oli mullatüüpidest väga suure eelistusega rähksed mullad, mille eelistuskordaja oli 15,8. Selle mullatüübi osakaal loomade liikumisteedes on 52,3%. Eelistatud olid veel liikumisteed, mille muldkate koosnes leostunud ja leetjatest gelimuldadest (2,0) ja näivleetunud ehk kahkjatest muldadest (1,4). Kasvukohatüüpidest langes kõrgeim eelistus sinilille tüübile, eelistuskordajaga 14,3. Järgnes jänese kapsa-mustika kasvukohatüüp (2,1). Lendoravate liikumisteedes esinesid need

kasvukohatüübid kokku rohkem kui 60% tõenäosusega. Enamuspuu liikidest oli tugevalt eelistatud kuusk (3,3), mänd oli kergelt välditud (0,7) ja haava eelistuskordajaks oli 1,0. Metsatüüpidest langes eelistus vaid segametsale (1,3). Okaspuude tagavara oli üle kahe korra kõrgem liikumistekondade naabruses ja männi ning kuuse osakaalude muutustest

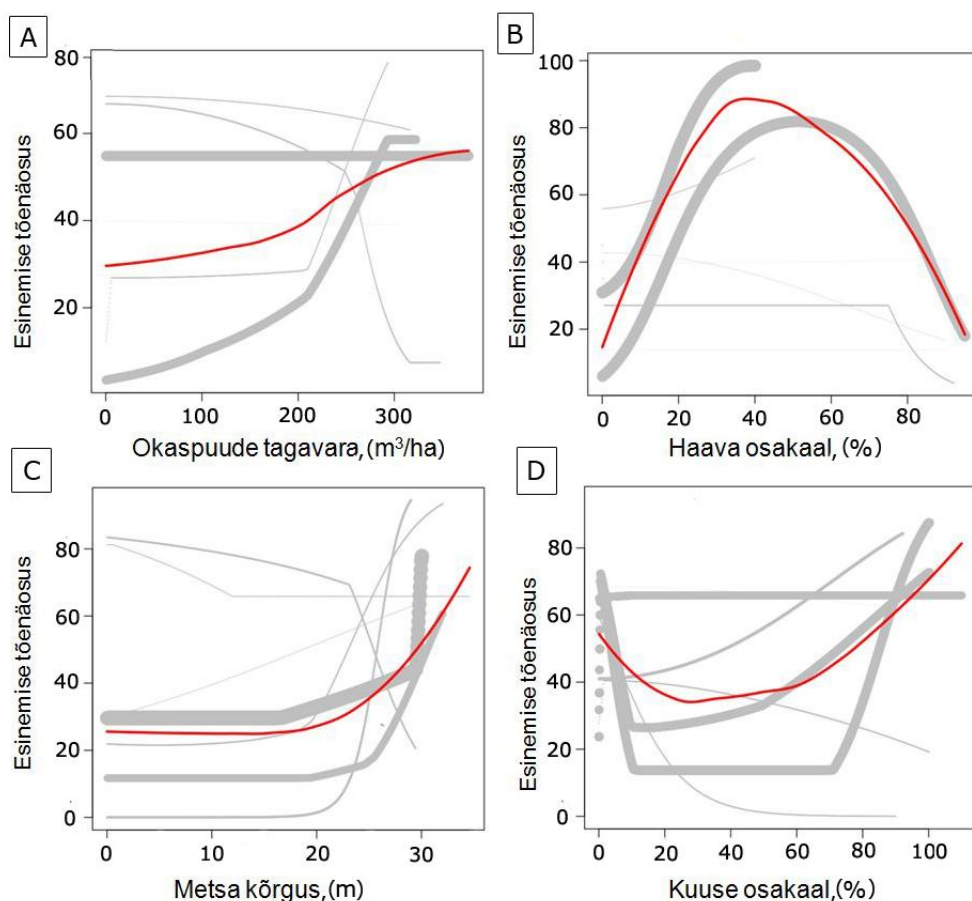
Tabel 3. Seletavate keskkonnatunnuse protsentuaalne panus MaxEnt liikumistakistuse mudelisse.

| Pidevad tunnused | 1 km raadiusega puhver | | Liikumistekonnad | | Panus liikumistakistus-mudelisse, % |
|--|------------------------|---------|-------------------|----------|-------------------------------------|
| | Keskmine \pm SD | Vahemik | Keskmine \pm SD | Vahemik | |
| Kuuse osakaal, % | 15,4 \pm 25,3 | 0–100 | 35,6 \pm 30,5 | 0–90 | 9,6 \pm 9,6 |
| Metsa kõrgus, m | 16,0 \pm 8,4 | 0–32 | 22,4 \pm 6,1 | 5–29 | 8,4 \pm 12,2 |
| Haava osakaal, % | 17,7 \pm 23,5 | 0–95 | 19,7 \pm 21,2 | 0–70 | 7,6 \pm 12,5 |
| Okaspuude tagavara, m ³ /ha | 69,8 \pm 77,0 | 0–377 | 154,7 \pm 82,1 | 0–295 | 7 \pm 9,5 |
| Metsa vanus, a | 54,1 \pm 34,6 | 0–165 | 82,8 \pm 30,6 | 14–135 | 5,3 \pm 8,8 |
| Boniteet | 25,3 \pm 24,0 | 0–60 | 42,7 \pm 14,2 | 0–50 | 5,2 \pm 6,9 |
| Lehtpuude tagavara, m ³ /ha | 96,8 \pm 94,9 | 0–437 | 97,8 \pm 68,7 | 0–374 | 4,4 \pm 7,5 |
| LiDAR metsa kõrgus, m | 12,4 \pm 6,9 | 0–30,8 | 18,3 \pm 4,8 | 5,4–28,7 | 2,9 \pm 2,9 |
| Männi osakaal, % | 20,2 \pm 32,6 | 0–100 | 18,4 \pm 22,2 | 0–77 | 2,4 \pm 4,4 |
| Lageda osakaal, % | 29,2 \pm 38,3 | 0–100 | 3,9 \pm 8,4 | 0–40 | 2,1 \pm 2,8 |
| Niiskus | 2,9 \pm 3,6 | 1–14 | 7,9 \pm 5,3 | 1–14 | 0,7 \pm 1,0 |
| Karbonaatsus | 4,4 \pm 2,7 | 1–13 | 3,2 \pm 2,4 | 1–13 | 0,4 \pm 0,6 |

| Kategorilised tunnused | 1 km raadiusega puhver | | Liikumistekonnad | | Panus elupaiga-mudelisse, % |
|------------------------|---------------------------------|------------|---------------------------------|------------|-----------------------------|
| | 3 sagedasemat tüüpi | Osakaal, % | 3 asustatumat tüüpi | Osakaal, % | |
| Mullatüüp | leostunud ja leetjad gleimullad | 61,9 | rähksed mullad | 52,3 | 15,8 |
| | näivleetunud ehk kahkjad mullad | 11,5 | leostunud ja leetjad gleimullad | 31,3 | 2,0 |
| | leede-gleimullad | 10,0 | näivleetunud ehk kahkjad mullad | 15,8 | 1,4 |
| | angervaksa | 36,2 | sinilille | 38,7 | 14,3 |
| Kasvukohatüüp | jänesekapsa–mustika | 12,8 | jänesekapsa–mustika | 27,2 | 2,1 |
| | karusambla–mustika | 9,8 | angervaksa | 12,7 | 0,4 |
| | kask | 40,5 | kuusk | 53,5 | 3,3 |
| Enamuspuu liik | mänd | 23 | mänd | 16,2 | 0,7 |
| | kuusk | 16,1 | haab | 14,2 | 1,0 |
| | segamets | 67,8 | segamets | 86,7 | 1,3 |
| | lehtmets | 20,3 | lehtmets | 8,1 | 0,4 |
| Matsatüüp | okasmets | 11,9 | okasmets | 5,2 | 0,4 |

saab välja lugeda, et tagavara oli tõusnud puhtalt suurenenud kuuse osakaalu arvelt. Lendoravate läbitud metsade keskmine kõrgus oli 22 meetrit, aga ette tuli ka vaid viie meetri kõrguste metsade läbimist. Haava osakaal oli liikumisteedes umbes sama mis puhveralal (17-19%) (tabel 3).

Isenditevaheline varieeruvus oli suur kõigi tunnuste puhul. Jälgitud loomad kasutasid erineva pinnamoega maastike, ka metsa vanuse suhtes oli suuri erinevusi. Lendoravad ei ole liikumisteedekonna valikul nii spetsiifilised kui pesapaiga valikul. Tulemused näitavad, et lendorav eelistab suure okaspuude tagavaraga puistuid. Analüüsis olnud maksimaalse tagavara juures (377 m³/ha) on elupaiga sobivus liikumisteedeks keskmiselt 60% (joonis 3A). Puistu haava osakaalus esineb optimumväärtus, mis on keskmiselt 35%, kuid rohkem kui 50% on elupaiga sobivus liikumisteedeks, kui haava osakaal jääb vahemikku 15–80% (joonis 3B). Metsa kõrgus seostub elupaiga läbivusega alates 18 meetrist ning jõuab maksimumini 35 meetri juures (valimi maksimumväärtus) (joonis 3C).

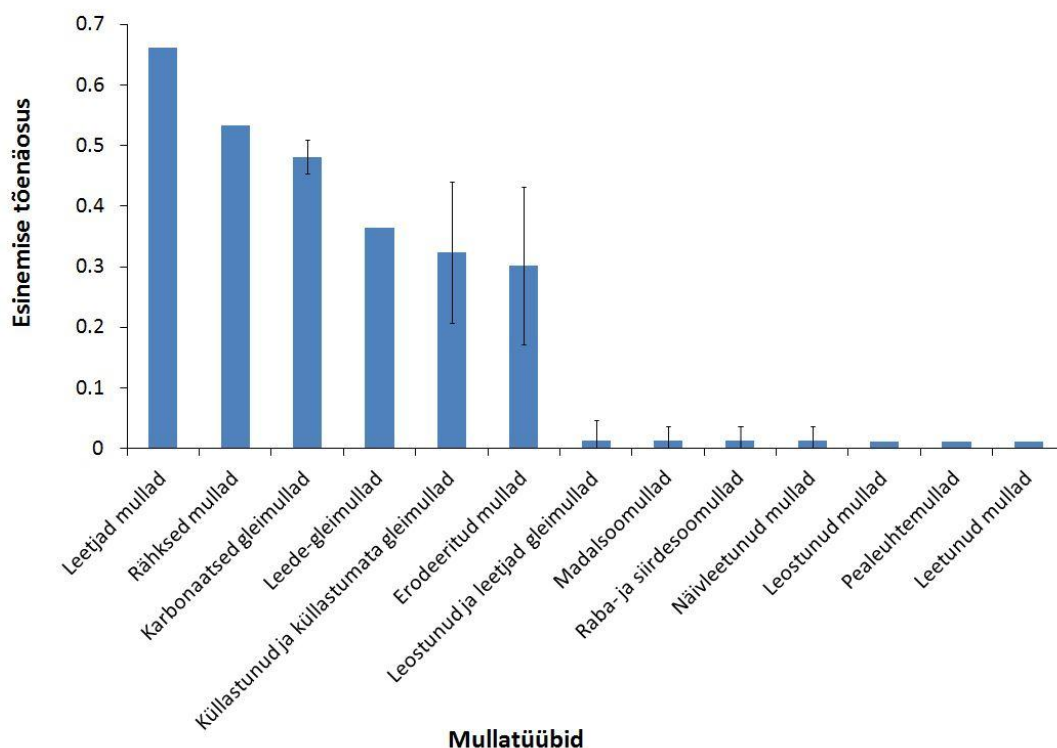


Joonis 4. Neli kõrgeima keskmise panusega pidevat keskkonnatunnust lendorava liikumisteedekondade MaxEnt mudelis. Punane joon näitab seitsme lendorava mudelite kaalutud keskmist, hallid jooned näitavad üksikute loomade liikumisteedekonna valiku seoseid keskkonnatunnustega, halli joone jämedus näitab tunnuse panust konkreetse lendorava liikumisteedekonna mitmetunnuselises mudelis.

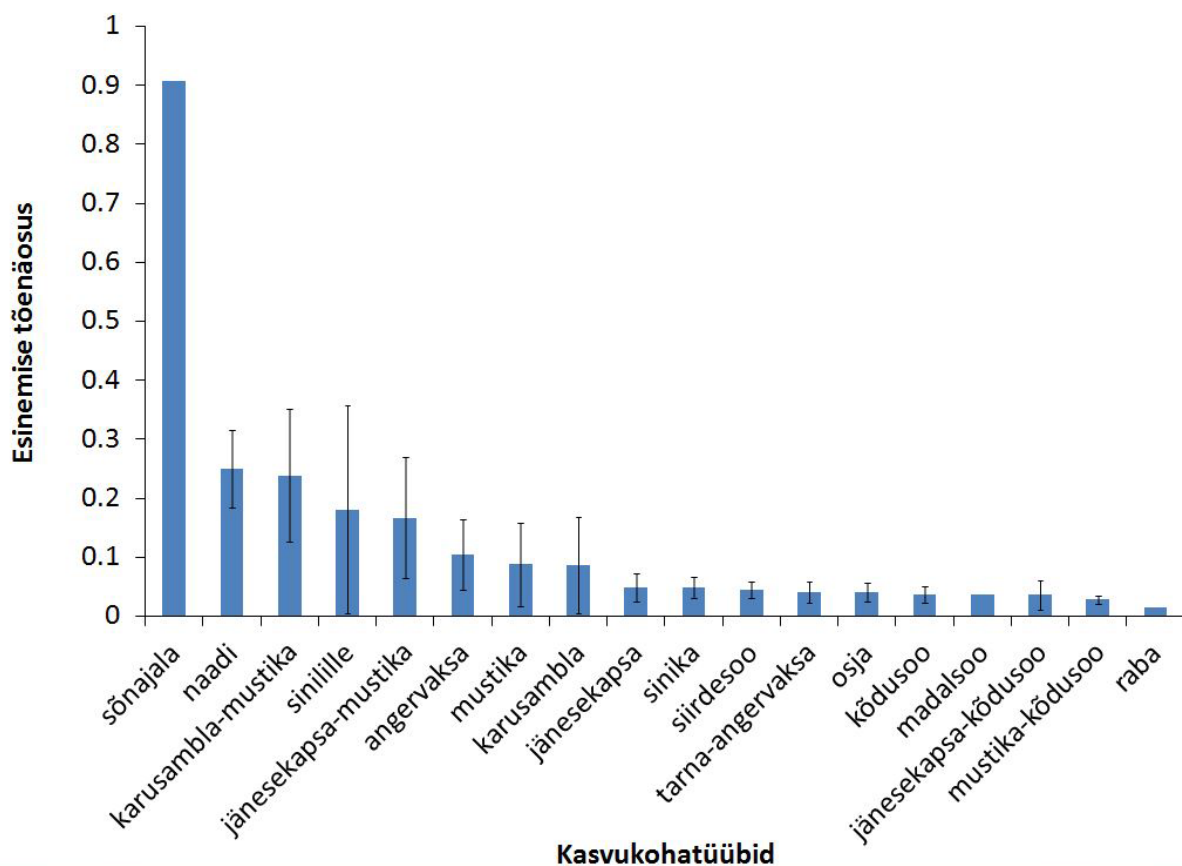
Kuuse osakaalu keskmistel väärtustel on elupaiga läbimise tõenäosus suhteliselt madal, kuid see ei lange keskmiselt madalamale, kui 35%. Suurim on elupaiga läbimise tõenäosus, kui kuuse osakaal on vahemikus 80–100%, kuid on suhteliselt kõrge ka kuuse osakaalul 0–10% (joonis 3D).

Liikumistekondade valikuga kõige tugevamalt seotud kategoorilised tunnused olid mullatüüp ja kasvukohatüüp. Mullatüüpidest on selgelt kõrgema elupaiga läbivuse tõenäosusega kuus tüüpi: leetjad mullad, rõhksed mullad, karbonaatsed gleimullad, leede-gleimullad, küllastunud- ja küllastumata gleimullad ning erodeeritud mullad (joonis 5). Ülejäänud mullatüüpidel kasvavate metsade läbivustõenäosus on marginaalne. Kõikide mullatüüpide tõenäosuste usaldusväärtust ei olnud võimalik kontrollida, sest osad mullatüübid olid esindatud vaid ühe looma liikumistee piirkonnas.

Kasvukohatüüpidest oli ülekaalukalt kõige kõrgema sobivusega liikumistee valikul sõnajala kasvukohatüüp, omades väärtust 0,9 (joonis 6). Kahjuks ei saanud standardviga arvutada sest see tüüp oli esindatud vaid ühe looma liikumistee piirkonnas. Ülejäänud kasvukohatüüpidest ühelgi ei tõusnud sobivuse tõenäosust üle 25%. 15–25% vahele jäid naadi, karusambla–mustika, sinilille, ja jänese kapsa–mustika kasvukohatüübid.



Joonis 5. Lendorava liikumistekondades esinevate mullatüüpide esinemise tõenäosus MaxEnt mudelis. Vurrud näitavad ± 1 standardviga.



Joonis 6. Lendorava liikumisteedekondades esinevate kasvukohatüüpide esinemise tõenäosus MaxEnt mudelis. Vurrud näitavad ± 1 standardviga.

4.5. Lendorava kodupiirkond.

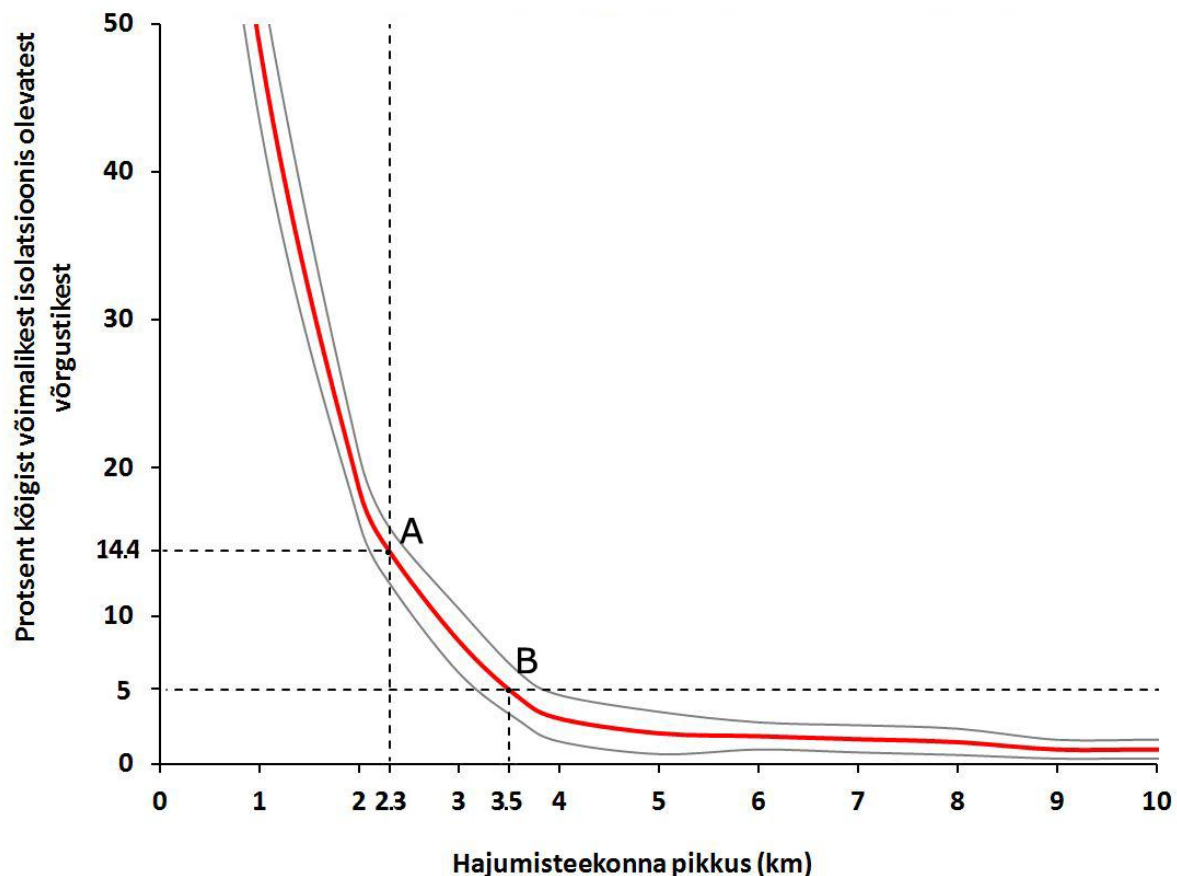
Valimis oli kokku 9 looma, kelle asukohapunktide arv varieerus 25-st kuni 73-ni (tabel 4). Emaste keskmine kodupiirkonna suurus (5,6 ha; 95% kerneli tihedus) on isaste omast (15,8 ha) keskmiselt 2,8 korda väiksem. Hoolimata väikesest valimist on erinevus lähedane statistilisele olulisusele ($n_{\text{♂}} = 4$; $n_{\text{♀}} = 5$; $t = 2,11$; $df = 7$; $p = 0,073$). 50% kerneli tuumalade pindala oli isastel emastest 2,3 korda suurem, olles isastel 3,5 ha ja emastel 1,5 ha. Ka siin on keskmiste erinevus lähedane statistilisele olulisusele ($n_{\text{♂}} = 4$; $n_{\text{♀}} = 5$; $t = 1,81$; $df = 7$; $p = 0,113$). Erinevatel isenditel jäi asukohapunkte tuumalasse 67–100%.

Tabel 4. Kodupiirkonna suurused viiel emasloomal ja neljal isasloomal Virumaa uurimisalal ning sugupoolte keskmised kodupiirkonna suurused koos 95% usaldusvahemikuga.

| Isend | Asukohapunkte | Kodupiirkond, ha (95% kernel) | Tuumala, ha (50% kernel) | Tuumalapunktide osakaal |
|------------|---------------|----------------------------------|-----------------------------|----------------------------|
| ♀ Teisi | 73 | 3 | 1,1 | 79% |
| ♀ Liisi | 31 | 8,7 | 2,2 | 74% |
| ♀ Marta | 25 | 3,1 | 0,9 | 72% |
| ♀ Minni | 29 | 3 | 0,7 | 83% |
| ♀ Riina | 42 | 10,4 | 2,8 | 67% |
| ♂ Jaak | 37 | 30,8 | 6,5 | 76% |
| ♂ Rein | 58 | 10,4 | 2,2 | 71% |
| ♂ Mika | 35 | 8,7 | 1,7 | 71% |
| ♂ Mihkel | 30 | 13,4 | 3,4 | 100% |
| ♀ Keskmine | 50 ± 17,1 | 5,6 ± 3,2 | 1,5 ± 0,8 | 75 ± 5,4% |
| ♂ Keskmine | 40 ± 12,1 | 15,8 ± 10,0 | 3,5 ± 2,1 | 80 ± 3,6% |

4.6. Maastiku sidusus

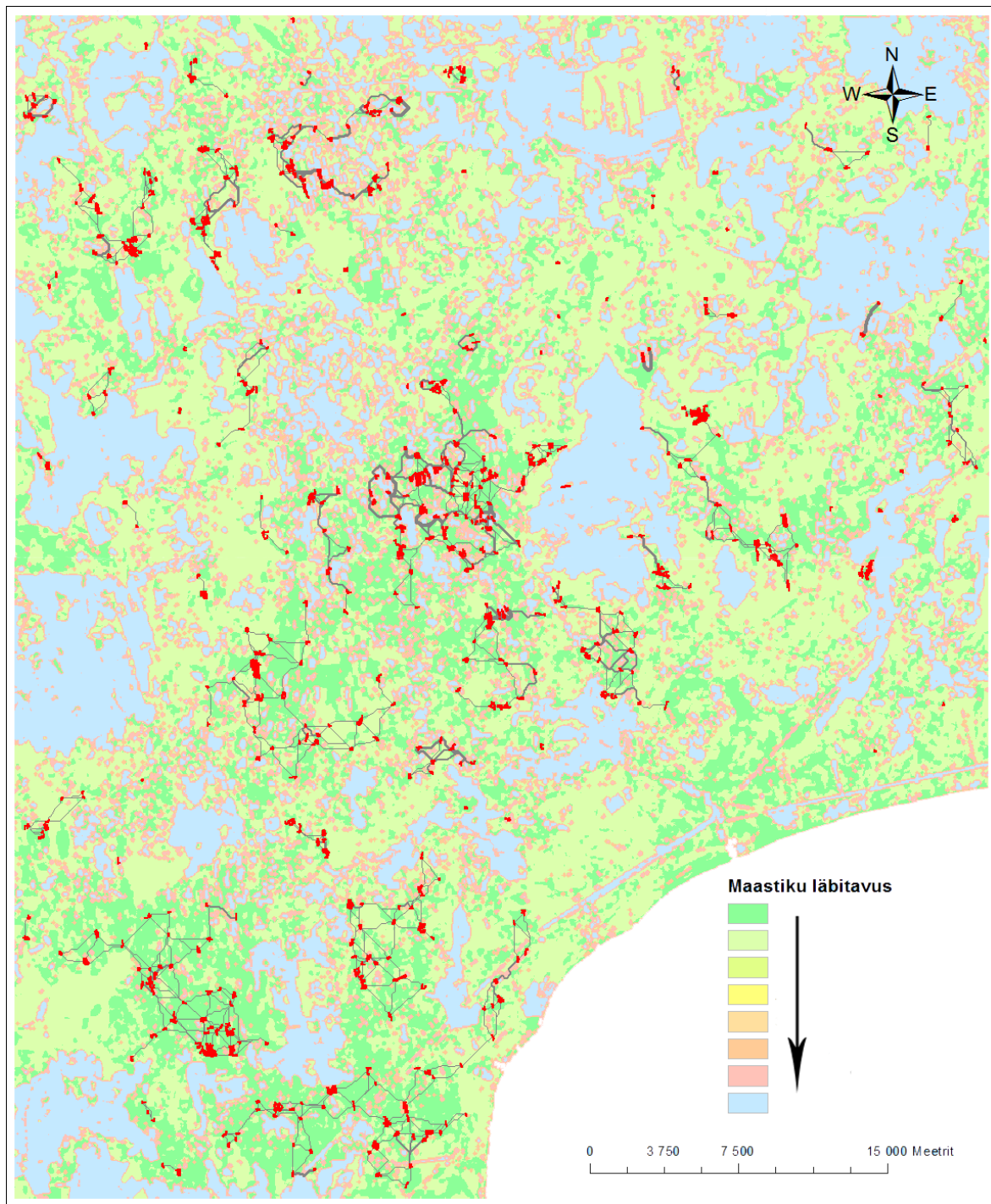
Loodud elupaigamudeli põhjal on uurimisala sobivaid elupaike kokku 473. Teineteisest isoleeritud elupaigalaikude kogumid (võrgustikud mis sisemiselt on sidusad) moodustavad maksimaalsest 5% (24) laikudevahelise sidususe künnisväärtuse 3,5 km puhul. Pikamaa- ja lühimaa hajujate eralduspunktis (2,3 km), millest lühema vahemaa puhul on naaberelupaigalaigud hajujatele lihtsasti leitavad, oleks vastav maastiku killustatuse näitaja 14,4% (joonis 7). See tähendas, et teineteisest isoleeritud oleks 68 elupaigalaikude võrgustikku (joonis 8). Keskmine elupaiga distants lähimast naaberalast oli $564,3 \pm 644,9$ m. Soome uuringutest selgunud keskmise isaste hajumisdistantsi, 1,1 km juures (Selonen *et al.*, 2007), moodustab ühenduseta võrgustike arv 45,0% maksimaalsest isolatsioonist. Emaste, 2,4 km pikkuse keskmise hajumisdistantsi juures, on vastav näitaja 13,7% (joonis 7).



Joonis 7. Uurimisalal isolatsiooni jäävate võrgustike osakaal erinevate lendorava liikumisraadiuste puhul (punane joon). Hallid jooned näitavad \pm standardviga. Punkt A näitab isolatsiooni määra pika distantsti ja lühidistantsti hajujate eralduspunktis (2,3 km), millest lühema vahemaa puhul on naaberelupaigalaigud suhteliselt lihtsasti leitavad. Punkt B näitab liikumistee pikkust uurimisala 5%-lise killustatuse taseme puhul.

4.3. Virumaa uurimisala keskkonna kandevõime

Elupaiga mudeli põhjal selgunud elupaigalaike, mille pindala on vähemalt emasloomade kodupiirkonna tuumala suurune (1,5 ha) on kokku 473 tükki, kogupindalaga 1959,8 ha. Potentsiaalsete eluaikade suuruse mediaan on 2,8 ha ning kõige suurem elupaiga laik on 48,3 ha. Eeldusel, et elupaigalaigu asustatuseks peab see mahutama vähemalt emaslooma kodupiirkonna tuumala (1,5 ha \pm 0,8) ning populatsiooni sugude suhe on 1:1 (Hokkanen *et al.*, 1982), võiks Virumaa uurimisala potentsiaalselt mahutada lendoravaasurkonda suurusega 1704–5600 isendit.



Joonis 8. Uurimisala maastiku sidusus lendorava 2,3 km hajumisdistantsi juures. Oranžid laigud esindavad elupaigamudeli ennustust (sobivus > 50% ja pindala > 1,5 ha) ning siniste joonte paksus näitab ühendustee raskusastet. Mida jämedam joon, seda kulukam teekond lendoravale. Taustaks on maastiku takistuskiht: rohelised on liikumiseks kõige eelistatumad biotoobid ja roosad kõige välditumad ning sinised alad on lendoravale väga raskesti läbitavad lagedad alad (taimkatte kõrgus < 2 m).

5. Arutelu

5.1. Lendorava elupaik

Vastavalt lendorava elupaigamudelile moodustavad sobivaid elupaigad, mis on eelduseks jätkusuutlikule populatsioonile, 1,5% uurimisala metsamaast Lääne- ja Ida-Virumaa piirialal. Nende piirkondade leidmiseks olid mudelis kõige suurema seletusjõuga keskkonnatunnused peapuu vanus, puistu kõrgus ja haava osakaal. Kõik kolm tunnust olid selgelt eristunud taustkeskonna kesmistest väärtustest. Sobiva puistute osakaal on väga väike, kuid tuleb arvestada, et tänu lendorava spetsiifilisele elupaiganõudlusele, on alust arvata, et liik on kohastunud vähese ja laiguti esineva elupaigaga. Seda näitab ka lendorava oluliselt suurem hajumisvõime võrreldes teiste sama kehamassiga imetajatega (Sutherland *et al.*, 2000).

Kõige olulisem seletav keskkonnatunnus elupaigamudelis oli metsa vanus. Senised teadmised ütlevad, et sobiv haava vanusevahemik jääb 70–120 aasta vahele (Remm, 2010). Käesolevast uuringust selgub aga, et elupaiga sobivus langeb alla 50%, kui puistus olevate haabade vanus tõuseb üle 164 aasta. Nii vanade haabade korp on juba väga paksuks kasvanud ja rähnid reeglina uusi õõnsusi neisse ei raja. Samuti kasvavad puu vananedes õõnsuse avad tavaliselt kinni või suurenevad kōduprotsesside tagajärjel sedavõrd, et muutuvad aja jooksul lendorava jaoks kõlbmatuks, sest ei paku enam kiskjate eest kaitset. Käesolevate tulemuste valguses võib arvata, et nii vanas metsas peab kasvama ka nooremaid, veel sobivate õõnsustega puid. Samuti ei saa täielikult välistada, et ka veel 164 aastasel haaval võib leiduda lendoravale piisavalt väikese avaga õõnsusi. Siiski, kui arvestada, et haab paljuneb enamasti juurevõsudest pärast puistuvahetushäiringut (sh lageraiet), ei saa puistu valguskonkurentsi tõttu, haava vanuse osas väga heterogeenne olla. Elupaigasobivuse graafiku tõusu algus 50 aasta juures (joonis 3B) on seletatav tõenäoliselt esimeste õõnsuste tekkimise ajaga. Selle eelduseks on haava nakatumine haavataelikuga (*Phellinus tremulae*), mis põhjustab tüve südamemädanikku ja muudab puud rähnidele õõnte rajamiseks sobivaiks.

Lendorava pesaõõned asuvad valdavalt haabades. Erinevatest puuliikidest Eestis on haab kahtlemata kõige olulisem puu lendorava jaoks, ilma milleta puistus on lendorava esinemise tõenäosus $< 10\%$ (joonis 3A). Paistab, et juba haava 10–15% osakaalu juures on lendorava esinemise tõenäosus suhteliselt kõrge ning ei jää kaugelt keskmisest haava osakaalust pesapuu ümbruses. Kuigi võiks eeldada, et mida rohkem haaba seda rohkem õõnsusi ja parem keskkond lendoravale, langeb elupaiga sobivus, kui puistusse kuulub rohkem kui 75% haaba.

Elupaiga sobivus on hoopis väiksem väga kõrgetel haava osakaaludel. Üheski analüüsitud leiukohas ei olnud 100%-list haavikut. Lendoravale on tähtis ka liikumise ja pesaõõnsuse varjevõimalused. Kõige paremini varjavad õõnsust ning puutüvel liikuvat looma kuuse oksad. Arvatakse, et ka liikumisel eelistab lendorav kuuse osalusega puistuid heade varjetingimuste pärast (Selonen *et al.*, 2001). Ka käesolev analüüs näitab, et keskmine kuuse osakaal lendorava elupaikades on rohkem kui kaks korda kõrgem kogu uurimisala keskmisest.

Kolmas lendorava esinemisega tugevalt seotud puistu tunnus on metsa kõrgus. Lendorava elupaigad paiknevad viljakates kasvukohatüüpides, mis lubab puudel keskmisest suuremat kõrguskasvu. Pesapuu ümbruse puud olid peaaegu sama kõrged kui terve uurimisala kõrgeim puistu. Kõrgemad puud on vanemad ja nii on suurem tõenäosus õõnsuste olemasoluks. Võib ka olla, et pesapuu ümbruses on eelistatud suured, väga häid toitumistingimusi pakkuvad puud.

Kuna antud uurimuses valiti lendorava esinemispunktideks teadaolevad ja oletatavad pesapuude koordinaadid ja piksli külje pikkus 50 m, saab järeldusi teha eelkõige kodupiirkonna tuumikala ja pesapaigavaliku kohta. Tuumikala kvaliteet ja selle pindala on kõige tähtsamad faktorid elupaiga kirjelduses, sest selles osas on lendorava keskkonnanõudmised kõige spetsiifilisemad. Mudeli ennustusvõimet näitav *AUC* oli väga kõrge, mis kinnitab osaliselt ka levinud seisukohta, et lendorav on spetsiifilise elupaiganõudlusega loom. *AUC* väärtused üle 0,9 näitavad mudeli väga head täpsust ja seletusvõimet (Guisan *et al.*, 2007). Seda tõendas ka mudeli ristvalideerimisel kõrge teadaolevate elupaigalaikude ülesseleidmise sagedus juhtudel, kui kontrollvalim ei olnud mudeli loomisesse kaasatud.

Siiski ei suuda ükski mudel täielikult kirjeldada looduses toimuvat. Piiranguid millega peab arvestama on mitmeid. Esiteks on loodus pidevas muutumises ja ka kõige uuemad lähteandmed kirjeldavad vaid hetke mil vastavad mõõdistused tehti. Lisaks ei ole lähteandmed kunagi täiuslikud. Esineb andmelünke, ebatäpsusi ja kohati ka väärinfot. Seetõttu ei ole võimalik alati kõiki eeldatavalt olulisi tunnuseid mudelisse lisada. Lõpptulemuste interpreteerimisel peab selliste puudustega arvestama ja saadud ennustusi tasub looduses koha peal üle kontrollida. Võimalusel analüüsida ka tulemusi koos ühel või teisel põhjusel mudelist välja jäänud, ent vajalike lähteandmetega.

5.2. Lendorava liikumisteede iseloomustus

Võrreldes lendorava elupaigamudeliga kaotasid liikumistakistuse analüüsis tähtsust metsa kõrgus, vanus ja haava osakaal. Tähtsamateks parameetriteks tõusid mullatüüp, kasvukohatüüp ja kuuse osakaal ning tagavara.

Et metsa kõrgus, vanus ja haava osakaal tähtsust kaotasid on kooskõlas seniste liikumisteedekondade uuringutega (Selonen & Hanski, 2004, 2006). Samuti on eeldatav kuuse tähtsus liikumisteedekonnas, sest ka (Selonen & Hanski, 2004) on Soomes näidanud, et liikumisteedekonna valikul eelistab lendorav kõrge kuuse osakaaluga puistuid. Huvitav on, et mullatüüp osutus peaaegu kaks korda olulisemaks kui järgmine keskkonna tunnus, milleks oli kasvukohatüüp. Siiski isenditevaheline varieeruvus oli väga suur ja valimi kasvades võib nende tunnuste osatähtsus väheneda.

Muldkate on maismaökosüsteemide lahutamatu osa, mis määrab oma omaduste ja koostisega sellel areneva loodusliku taimekoosluse koosseisu, selle produktiivsuse ja iseloomu. Teatud mullatüübil kujunenud taimkate on suures osas muldkatte poolt määratud (Bever *et al.*, 1997; Kardol *et al.*, 2006). Mullatüüpidest domineerisid mudeli ennustuses selgelt kuus tüüpi. Kõige sobivamaks osutunud mullatüübid on väga produktiivsed. Ülejäänud mullatüübid on gleimulla erinevad alamtüübid, mida iseloomustab liigniiskuse ja sügiseti ning kevaditi küllastuvad need veega. Kõik eelistatavad kasvukohatüübid langesid Lõhmuse (2006) kasvukohatüüpide ordinatsiooniskeemil piirkonda, mida iseloomustab keskmine, kuni suur mulla lähtekivimi karbonaatsus ja keskmine niiskuse režiim. Need tunnuste väärtusvahemikud langeb hästi kokku haava optimaalse kasvukeskkonnaga Eestis (Tamm, 2005). Lendorav väldib soiseid alasid ja raba kasvukoha tüüpe.

Liikumisteedeks valib lendorav kõige meelsamini suure kuuse ja keskmise haava osakaaluga kõrged puistud. Analüüsis olnud maksimaalse okaspuude tagavara juures (377 m³/ha) on keskkonna sobivus liikumisteedeks keskmiselt 60%, mis viitab, et äärmiselt kõrged puistu tagavarad on küll soodsad, kuid mitte oluliselt eelistatavad väiksema tagavaraga puistutest.

Avatud aladel ei ole liikumisteede mudeli ennustatud elupaiga sobivus null (vt. joonis 4C, metsa kõrgus), kuigi on üldteada, et lendorav väldib lagedaid alasid. Selle põhjuseks võis olla asjaolu, et kitsamaid lagedaid, nagu teed ja sihid, ületab lendorav vabalt ning mõned liikumisteede asukohapunktid võisid sattuda nende peale. Samuti käisid jälgitud lendoravad toitumas päris lageda servaalal, kus samuti võib asukohapunkt sattuda GPS-vastuvõtja

asupaigamäärangu vea tõttu lagedale. On usutav, et neil põhjustel võisid lagedad alad olla liikumisteede andmete hulgas mõnevõrra ülesindatud. Seda arvestades korregeeriti elupaigalaikude sidususe analüüsis lagedate alade läbitavust, kuid jäeti neile alles siiski mõningane läbitavus.

5.3. Lendorava kodupiirkond

Sarnaselt Soomes tehtud uuringutega kasutavad Virumaa isased lendoravad suuremaid kodupiirkondi kui emased. Sugudevaheline erinevus (2,3 korda), on siiski selgelt väiksem kui Soomes, kus vahe on keskmiselt 7–8 korda (Hanski *et al.*, 2000). Erinevus Eesti ja Soome andmete vahel on ainult isaste kodupiirkonna suuruse erinevuses, emasloomade kodupiirkonnad on umbes sama suured. Ühe võimalusena võib isaste kodupiirkond olla väiksem siis, kui paaritumiskäitumine on seotud kodupiirkonna suurusega ja isased kõrge tihedusega populatsioonides omavad ligipääsu paljudele emastele väiksemal maa-alal (Nelson, 1995). Lähtudes lendorava seireandmetest on Eestis lokaalpopulatsioonide asustustihedus näidanud pidevat langustrendi (Timm, 2006). Kaudselt toetab neid vaatlusi ka asjaolu, et paar raadiokaelustatud emast ei poeginud 2009-2012 aastate kevadel. Need olid Udriku uurimisalal elavad isendid. Tõenäoliselt ei leidnud isased neid ülesse. Selle põhjuseks võib olla madal asustustihedus, aga samas ka suur elupaiga killustatus.

Teise võimalusena saab märkida, et looma kodupiirkonna suurus aastaegade lõikes on muutuv. Kevadkuudel sunnib paaritumiskäitumine isaseid rohkem ringi liikuma ja emaseid otsima. Võimalik, et neid liikumisi pole loomade telemeetriline jälgimine suutnud tuvastada ja Soomes jällegi on sellel perioodil intensiivsemalt vaatlusi tehtud.

Selle uuringu põhjal on raske öelda, kas ühte nendest seletustest saab pidada tõepäraseks, või on Eesti ja Soome populatsioonide erinevusel mõni muu põhjus. Täpsemate järelduste tegemiseks oleks vaja põhjalikumat uurimist ja kindlasti suuremat valimit.

5.4. Maastiku sidusus

Üheks olulisemaks faktoriks elupaigalaigu koloniseerimisedukusele peetakse elupaigalaikude ühendatust maastikus (Hanski *et al.*, 1998). Puudulik sidusus toob kaasa väiksema migratsiooni ja geenivoolu alampopulatsioonide vahel. See omakorda tähendab madalamaid asustustihedusi ja suuremat väljasuremisriski (Lande, 1998). Praeguse hetke maastiku konfiguratsiooni juures peavad loomad hajuma keskmiselt vähemalt 3,5 km, et elupaiga killustatus oleks $\leq 5\%$ maksimaalsest võimalikust. Arvestades Eesti lendorava asuala väikest ruumilist ulatust on soovitatav tervikliku populatsiooni tagamiseks viia vastav näitaja alla 5%. Praeguses olukorras on pikamaa hajujate jaoks maastiku killustatus 14,4%. Soome uuringute kohaselt on umbes 30% noorloomadest nii öelda pika distantssi hajujad, liikudes kaugemale kui 2,3 km oma sünnikohast. Näidati, et noorloomade hajumiseelne käitumine on tihedalt seotud looma hajumisulatusega (Selonen & Hanski, 2004). Pole teada, kas pikamaa hajujate osakaal võib kasvada elupaikade hävinedes ja elupaigalaikudevaheliste vahemaade suurenedes. Seega ei pruugi suurte vahemaade puhul hajuvad lendoravad levimisulatusse jäävaid elupaigalaike ülesse leida. Asjaolu, et osad raadiosaatjaga märgistatud emased jätsid rohkem kui ühe aasta järjest poegimata, viitab samuti elupaikade halvale ühendatusele. Virumaa populatsiooni terviklikkuse tagamiseks peaks vähemalt nende isendite jaoks, kes otsustavad sünnipaigast kaugemale hajuda, säilima võimalikult sidus võrgustik.

5.5. Uurimisala kandevõime

Võimalik keskkonna mahutavuse vahemik varieerus mitmekordselt, aga ka minimaalne arv oli kõvasti suurem arvukusest, mida lähiaja seiretulemused lubaksid eeldada. Keskkonna kandevõime arvutamise eeldusteks oli, et emased on hõivanud sobivad alad maksimaalse asustustihedusega. Siiski täpsemate hinnangute tegemiseks tuleb arvesse võtta veel parasiitide ja kiskluse koormust ning ka killustatuse taset. Kõik need tegurid on potentsiaalsed kandevõime vähendajad. Kirjanduse andmetel esineb lendorav kogu oma areaalis vähearvukana (Timm, 2006) ja empiiriliste vaatluste põhjal loetakse minimaalseks elujõuliseks populatsiooniks, mis võimeline säiluma vähemalt 100 aastat, 1377 isendit (Brook *et al.*, 2006). See on vähem kui ennustatud minimaalne keskkonna kandevõime antud uurimisalale. Sellest tulemusest näib, et sobivat maastiku on ilmselt piisavalt sellisel maa-alal paikneva populatsiooni püsima jäämise jaoks. Madala arvukuse põhjused on ilmselt mujal.

Üheks põhjuseks saab pidada maastiku sidususe analüüsist selgunud üsna nõrka elupaikade sidusust lendorava jaoks. Distsid elupaigalaikude vahel on tänu maastiku killustumisele muutunud oluliselt suuremaks ja selleks, et jõuda uue elupaigani peavad loomad liikuma pikemaid vahemaid ning halvema kvaliteediga keskkonnas. Selle tagajärjel koosneb asurkond mitmest isoleeritud subpopulatsioonist, millede väljasuremisrisk on juba märksa suurem.

Kisklussurvet võib samuti suureks pidada, sest viimasel kolmel aastal on kõik raadiosaatjaga varustatud lendoravad hukkudes saagiks langenud nügisele. Kiskja-saaklooma suhted nügise ja lendorava vahel on pikka aega koos evolutsioneerunud ja võib arvata, ta ohuks lendorava asurkonnale ei ole. Samas on viimasel ajal näidatud, et inimtegevusest mõjutatud muutused võivad neid suhteid paigast nihutada (Tylianakis *et al.*, 2008).

5.6. Kaitsekorraldus

Käesoleva uurimustööga saadud detailseid teadmised lendorava maastikukasutusest Eestis ja siinse peamise asuala maastiku konfiguratsioonist loovad head eeldused pädevate liigikaitseliste otsuste tegemiseks ja tulemuslikuks kaitsekorralduse kavaks.

Maastiku sidususe analüüs näitas, et elupaigalaikude ühendatus on puudulik. Mis tähendab, et aktiivselt tuleks tegeleda maastiku kvaliteedi tõstmisega. Kõige tähtsam on kindlasti juba olemasolevate kaitsealade vahel sidususe hoidmine ning sealt edasi võrgustiku laiendamine. Võrgustiku sidusamaks muutmisel on variante mitmeid. Osad annavad tulemuste pikema aja peale, aga on ka kiireid lahendusi.

Metsa vanuse sobivusgraafikult on näha, et vaja on kindla vanusevahemikuga metsa. Sobivaks vahemikuks võib lugeda 80–160 aastasi metsi. Antud graafikust saab välja lugeda konflikti metsaraie ja lendorava kaitse vahel. 80-aastased metsad on metsamajanduslikult üleküpsenud ja vajaksid maksimaalse tulu saamiseks kiiret maharaiumist. Sobivad metsad ei jõuagi kasvada lendorava jaoks optimaalsesse vanusesse. Lisaks järeldub siit, et kaitsealade paiknemine peab olema ajas dünaamiline, kui arvestada asjaolu, et haab paljuneb tavaliselt vaid vegetatiivselt (Latva-Karjanmaa *et al.*, 2003). Tähtis on, et juba liiga vanaks saanud metsadele kasvaks peale paraleelselt uued sobivad metsad. Kõige tõhusam viis selle reguleerimiseks on kaitsekorraga elupaigalaikude ja liikumiskoridoride võrkustiku loomine teadaolevasse populatsiooni piirkondadesse. Lendorava esinemiskohad jääksid range kaitse alla ja selle ümbruse maastikus oleks reguleeritud metsaraie nõnda, et elupaikade vahel

säiliks ja ajas ette nähes ka taastekiks ühendusteed. Käesoleva maastiksidususe mudeli vähima takistusega teekondade hoidmise võiks võimalusel seada prioriteediks. Oluline on, et lageraiega ei lõigataks neid ühendusi läbi ning metsamajanduslikult küpset metsa ei võetaks lendoravale sobiva metsa pealekasvust maha.

Kiirem, kuid ajutisema iseloomuga viis on pesapakkude paigaldamine. Pesapakud on lendorav omaks võtnud nii Soomes kui ka Eestis. Nad pakuvad lihtsat võimalust elupaiga kvaliteeti tõsta lendorava elupaikades, kus on vähe õõnsusi vähesobiva metsa vanuse või koosseisdu tõttu. Nende abil oleks võimalik halva ühendusega kohtadesse luua tugialasi, mis toetaks vähemaarvulist lokaalpopulatsiooni ning mille abil on lendoravatel hõlpsam ületada muidu väga kuluka ühendusega, või pika vahemaa taga olevaid kõrge kvaliteediga elupaigalaike.

Mujal maailmas on edukalt kasutatud sarnase ökoloogilise elukäiguga loomade puhul puust poste pakkumaks võimalust ületada lageala, mis muidu ühe liugelennuga pole läbitav (Ball & Goldingay, 2008). Lisaks on näidatud, et Soome lendoravad on ületanud lageraiealasid kuhu on jäetud kasvama üksikud puud (Selonen & Hanski, 2004). Seda teadmist võib kasutada lageraiete puhul, kus säilikpuud jätta kindla vahemaaga ja eelistada võimalusel haaba. Ka kuusk oleks sobiv kandidaat, kuid üksikud kuused ei pea tormidele kaua vastu. Samuti on ohuteguriteks maanteed ja elektriliinide trasside laiendused ulatuseni, mida lendoravad ei suuda ühe liugelennuga ületada. Ka seal saaks puust poste vajadusel kasutada. Eelnevalt tasub teha uuringud, et vaadata kas selline meetod toob tulemust ka Virumaa asurkonna siseselt.

Iga aasta raiutakse maha vanu, potentsiaalselt lendoravaga asustatud puistuid. Kaitse alla saab võtta vaid kohad, mida lendorav tõestatult asustab. Elupaigamudel annab suurepärase võimaluse tõsta seni teadmata asustatud elupaigalaikude efektiivsemat leidmist ning kaitstavate püsielupaikade arvu suurendamiseks väiksema ajakuluga.

6. Kokkuvõte

Käesoleva uurimustöö tulemusel valmis lendorava Virumaa asurkonna elupaigamudel ja maastikutakistuse mudel ning elupaiga ja liikumisteedade keskkonda kirjeldav analüüs. Lendorav on Eestis I kategooria kaitsealune liik keda ohustab inimõjudest tulenev maastiku killustumine ja elupaikade hävimine kogu Euroopas (Hokkanen *et al.*, 1982; Hurme *et al.*, 2007; Timm, 2006). Kogutud liigispetsiifiliste teadmiste põhjal Virumaa uurimisalal, saab teha pädevaid järeldusi kaitsekorralduse planeerimiseks.

Käesolev uurimus näitab, et elupaigana eelistab lendorav produktiivseid kõrgete puudega vanu segametsi, mille puistu koosseisus esineb haaba ja kuuske. Liikumisteede valikul võrreldes elupaigamudeliga on madalam tähtsus puistu kõrgusel, vanusel ja haava osakaalul. Tähtsamateks parameetriteks on mullatüüp, kasvukohatüüp ja kuuse osakaal ning tagavara. Sobilikud on metsad, mis on seotud produktiivsete ja kevadel ning sügisel liigniskete mullatüüpidega, kõrge kuuse osakaalu ja puistu kõrgusega.

Kodupiirkonna suurused olid emaste lendoravate osas sarnased Soome populatsiooniga, kuid isastel on see selgelt väiksem.

Maastiku sidusus on Virumaa asurkonnas puudulik ning olukorra parandamiseks ja lendorava arvukuse jätkuva languse pidurdamiseks tuleb tegeleda elupaikade kaitsekorraga ühendusvõrgustiku loomisega ja aktiivse elupaikade kvaliteedi tõstmisega kriitilisemates piirkondades. Virumaa uurimisala keskkonna kandevõime näitab, et see suudab potentsiaalselt üleval pidada elujõulist populatsiooni eeldusel, et elupaikade vahel toimib sidus võrgustik.

7. Summary

This study resulted with Siberian flying squirrel distribution model on its population situated in Virumaa. The study also included animal movement model with specific environmental variable analysis on both the distribution and movement models. Siberian flying squirrel is listed as I category endangered species in Estonia. Main threats in Europe are considered to be anthropogenic factors such as loss of habitat and landscape fragmentation (Hokkanen *et al.*, 1982; Hurme *et al.*, 2007; Timm, 2006). Results of this study provide specific knowledge about flying squirrel habitat and movement environment preferences in its population range in Virumaa. This offers the ability to make competent conclusions on planning the most suitable conservation scheme.

This study shows that within its habitat the flying squirrel favours productive mixed forests with high trees. Most important for the specie are aspen and spruce. In movement paths stand height, age and aspen relative importance lost some of their significance and more important variables were soil type, vegetation site type, relative importance and reserve of spruce. Preferred forests are associated with productive and in spring and autumn overly damp soils, also with high spruce percentage and stand height.

Average home range size for female was about the same as in Finland population, however male home range size was considerably smaller yet still clearly larger than local female home ranges.

Landscape connectivity in Virumaa is insufficient. To stop the decline in its abundance and improve present situation a careful conservation plan is needed, best of which would be to create a network of habitats which are tied together with most suitable connections for flying squirrel. This network must have conservation scheme. Virumaa study area environmental capacity is probably large enough to support a viable population on the assumption that the landscape connectivity is aided by landscape connectivity.

8. Tänuavaldused

Soovin tänada oma töö juhendajat Jaanus Remmi. Ühtlasi tahan tänada Eerik Absaloni, kes aitas kaasa erinevate andmetöötlusprogrammide tundma õppimisel ning Ants Kaasikut ja Anne Kulli, kes olid analüüsil abiks. Välitöödel kogutud andmete eest soovin tänada Uudo Timmi, Liisa Rennelit, Kertu Jäiki, Kertu Brutust ja Liis Sipsakat. Töö valmimist on programmi KESTA (3.2.0802.11-0043) kaudu toetatud EL Euroopa Regionaalarengu Fondist.

9. Kirjandus

- Airapetyants, A.E., Fokin, I.M. (2003). Biology of european flying squirrel pteromys volans L. (Rodentia: Pteromyidea) in the North-West of Russia. *Russian journal of theriology*(2), 105-113.
- Andren, H. (1994). Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*, 71, 355-366.
- Ball, T.M., Goldingay, R.L. (2008). Can wooden poles be used to reconnect habitat for a gliding mammal? *Landscape and Urban Planning*, 87, 140-146.
- Barbosa, A.M., Real, R., Olivero, J., Vargas, M. (2003). Otter (*Lutra lutra*) distribution modeling at two resolution scales suited to conservation planning in the Iberian Peninsula. *Biological Conservation*, 114, 377-387.
- Bateman, B.L., Vanderwal, J., Williams, S.E., Johnson, C.N. (2012). Biotic interactions influence the projected distribution of a specialist mammal under climate change. *Diversity and Distributions*, 18, 861-872.
- Bever, D.J., Westover, K., Antonovics, J. (1997). Incorporating the soil community into plant population dynamics: the utility of the feedback approach. *Journal of Ecology*, 85, 561-573.
- Bohnet, I.C., Pert, P.L. (2010). Patterns, drivers and impacts of urban growth-A study from Cairns, Queensland, Australia from 1952 to 2031. *Landscape and Urban Planning*, 97, 239-248.
- Brook, B.W., Traill, L.W., A., Bra, C.J. (2006). Minimum viable population sizes and global extinction risk are unrelated. *Ecology Letters*, 9, 375-382.
- Calkins, M.T., Beever, E.A., Boykin, K.G., Frey, J.K., Andersen, M.C. (2012). Not-so-splendid isolation: modeling climate-mediated range collapse of a montane mammal *Ochotona princeps* across numerous ecoregions. *Ecography*, 35, 780-791.
- Clements, G.R., Rayan, D.M., Aziz, S.A., Kawanishi, K., Traeholt, C., Magintan, D., Yazi, M.F.A., Tingley, R. (2012). Predicting the distribution of the Asian tapir in Peninsular Malaysia using maximum entropy modeling. *Integrative Zoology*, 7, 400-406.
- Cotton, C.L., Parker, K.L. (2000). Winter habitat and nest trees used by northern flying squirrels in subboreal forests. *Journal of Mammalogy*, 81, 1071-1086.
- Cushman, S.A. (2006). Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. *Biological Conservation*, 128(2), 231-240.
- Doebeli, M., Dieckmann, U. (2003). Speciation along environmental gradients. *Nature*, 421, 259-264.

- Dudik, M., Phillips, S.J., Schapire, R.E. (2007). Maximum entropy density estimation with generalized regularization and an application to species distribution modeling. *Journal of Machine Learning Research*, 8, 1217-1260.
- Eesti metsad (2010). Metsavarude hinnang statistilisel valikmeetodil. Keskkonnateabe Keskus. [www.keskkonnainfo.ee] 12.04.2013.
- Eesti punane raamat. (2008). Keskkonnaministeerium. [www.envir.ee] 10.10.2012.
- Fernandez, N., Delibes, M., Palomares, F., Mladenoff, D.J. (2003). Identifying breeding habitat for the iberian lynx: inferences from fine-scale spatial analysis *Ecological Applications*, 13, 1310-1324. Gaston, K.J. (2000). Global patterns in biodiversity. *Nature*, 405, 243-253.
- Guisan, A., Graham, C.H., Elith, J., Huettmann, F. (2007). Sensitivity of predictive species distribution models to change in grain size. *Diversity and Distributions*, 13, 332-340.
- Guisan, A., Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 8, 993-1009.
- Hanski, I., Ovaskainen, O. (2003). Metapopulation theory for fragmented landscapes. *Theoretical Population Biology*, 64, 119-127.
- Hanski, I.K., Paul C. Stevens, And, P.I., Selonen, V. (1998). Home-range size, movements and nest-site use in the siberian flying squirrel, pteromys volans. *Oikos*, 68, 571-573.
- Hanski, I.K., Stevens, P.C., Ihalempia, P., Selonen, V. (2000). Home-range size, movements, and nest-site use in the Siberian flyng squirrel, Pteromys volans. *Journal of Mammalogy*, 81, 798-809.
- Haukisalmi, V., Hanski, I.K. (2007). Contrasting seasonal dynamics in fleas of the Siberian flying squirrel (Pteromys volans) in Finland. *Ecological Entomology*, 32, 333-337.
- Hirzel, A.H., Hausser, J., Chessel, D., Perrin., N. (2002). Ecological-niche factor analysis: how to compute habitat-suitability maps without absence data? *Ecology*, 83, 2027-2036.
- Hokkanen, H., Tormala, T., Vuorinen, H. (1982). Decline of the Flying Squirrel Pteromys-Volans L Populations in Finland. *Biological Conservation*, 23, 273-284.
- Hurme, E., Kurttila, M., Monkkonen, M., Heinonen, T., Pukkala, T. (2007). Maintenance of flying squirrel habitat and timber harvest: a site-specific spatial model in forest planning calculations. *Landscape Ecology*, 22, 243-256.
- Hurme, E., Monkkonen, M., Sippola, A.L., Ylinen, H., Pentinsaari, M. (2008). Role of the Siberian flying squirrel as an umbrella species for biodiversity in northern boreal forests. *Ecological Indicators*, 8, 246-255.
- IUCN. (2013) Rahvusvahelise Looduskaitseliidu Punane nimekiri. IUCN Red List of Threatened Species. [www.iucnredlist.org] 10.04.2013.

- Joseph, S.T. (2003). Home range size estimates based on number of relocations. *Occasional Wildlife Management Papers*, 14, 1-12.
- Kardol, P., Bezmer, T.M., Van Der Putten, H.W. (2006). Temporal variation in plant-soil feedback controls succession. *Ecology Letters*, 9, 1080-1088.
- Kaschner, K., Tittensor, D.P., Ready, J., Gerrodette, T., Worm, B. (2011). Current and Future Patterns of Global Marine Mammal Biodiversity. *Plos One*, 6.
- Kenward, R. (2001). A manual for wildlife radio tagging, 2nd edition. Academic Press.
- Keskkonnainfo (2013). Keskkonnateabe Keskus. [www.keskkonnainfo.ee] 12.04.2013.
- Kindlmann, P., Burel, F. (2008). Connectivity measures: a review. *Landscape Ecology*.
- Kurttila, M., Pukkala, T., Loikkanen, J. (2002). The performance of alternative spatial objective types in forest planning calculations: a case for flying squirrel and moose. *Forest Ecology and Management*, 166, 245-260.
- Lande, R. (1998). Anthropogenic, ecological and genetic factors in extinction and conservation. *Researches on Population Ecology*, 40, 259-269.
- Latva-Karjanmaa, T., Suvanto, T., Leinonen, K., Rita, H. (2003). Emergence and survival of *Populus tremula* seedlings under varying moisture conditions. *Canadian Journal of Forest Research*, 31, 2081-2088.
- Lima, M., Marquet, P.A., Jaksic, F.M. (1996). Extinction and colonization processes in subpopulations of five neotropical small mammal species. *Oecologia*, 107, 197-203.
- Lomolino, M.V., Perault, D.R. (2004). Geographic gradients of deforestation and mammalian communities in a fragmented, temperate rain forest landscape. *Global Ecology and Biogeography*, 13(1), 55-64.
- Lõhmus, E. (2006). Metsakasvukohatüübid. Eesti Maaülikool.
- Marchesan, D., Carthew, S.M. (2008). Use of space by the yellow-footed antechinus, *Antechinus flavipes*, in a fragmented landscape in South Australia. *Landscape Ecology*, 23, 741-752.
- Margules, C.R., Pressey, R.L. (2000). Systematic conservation planning. *Nature*, 405, 243-253.
- Mcdonald, K.A., Brown, J.H. (1992). Using Montane Mammals to Model Extinctions Due to Global Change. *Conservation Biology*, 6, 409-415.
- Monkkonen, L., Reunanen, P., Nikula, A., Inkeroinen, J., Forsman, J. (1997). Landscape characteristics associated with the occurrence of the flying squirrel *Pteromys volans* in old-growth forests of northern Finland. *Ecography*, 20, 634-642.

- Mortelliti, A., Sozio, G., Boccacci, F., Ranchelli, E., Cecere, J.G., Battisti, C., Boitani, L. (2012). Effect of habitat amount, configuration and quality in fragmented landscapes. *Acta Oecologica-International Journal of Ecology*, 45, 1-7.
- Nelson, J. (1995). Determinants of male spacing behavior in microtines: an experimental manipulation of female spatial distribution and density. *Ecology and Aociobiology*, 37, 217-223.
- Newbold, T., Gilbert, F., Zalat, S., El-Gabbas, A., Reader, T. (2009). Climate-based models of spatial patterns of species richness in Egypt's butterfly and mammal fauna. *Journal of Biogeography*, 36, 2085-2095.
- Nikolakaki, P. (2004). A GIS site-selection process for habitat creation: estimating connectivity of habitat patches. *Landscape and Urban Planning*, 68, 77-94.
- Perens, R., Savva, V., Häelm, M., Truu, M., Jaštšuk, S. (2010). Sustainable groundwater monitoring systems of East-Viru County, Estonia. *Geological survey of Estonia*.
- Peterson, J.T., Kwak, T.J. (1999). Modeling the effects of land use and climate change on riverine smallmouth bass. *Ecological Applications*, 9, 1391-1404.
- Phillips, Dudik, M. (2008). Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. . *Ecography*, 31, 161-175.
- Phillips, S.J., Anderson, R.P., Schapire, R.E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190, 231-259.
- Pilar A. Hernandez, C.H.G., Lawrence L. Master and Deborah L. Albert. (2006). The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography*, 29, 773-785.
- Prugh, L.R., Hodges, K.E., Sinclair, A.R.E., Brashares, J.S. (2008). Effect of habitat area and isolation on fragmented animal populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105, 20770-20775.
- Pyare, S., Smith, W.P., Shanley, C.S. (2010). Den use and selection by northern flying squirrels in fragmented landscapes. *Journal of Mammalogy*, 91, 886-896.
- Remm, J. (2010). Lendorava hoidmine on meie ühine mure. *Eesti mets*, 44, 23-28.
- Remm, J. (2011). Lendorava aruanne. Tartu 2011.
- Reunanen, P., Monkkonen, M., Nikula, A. (2002). Habitat requirements of the Siberian flying squirrel in northern Finland: comparing field survey and remote sensing data. *Annales Zoologici Fennici*, 39, 7-20.
- Rondinini, C., Stuart, S., Boitani, L. (2005). Habitat Suitability Models and the Shortfall in Conservation Planning for African Vertebrates. *Conservation Biology*, 19, 1488-1497.

- Scott, D.M., Brown, D., Mahood, S., Denton, B., Silburn, A., Rakotondraparany, F. (2006). The impacts of forest clearance on lizard, small mammal and bird communities in the arid spiny forest, southern Madagascar. *Biological Conservation*, 127, 72-87.
- Selonen, V., Hanski, I.K. (2003). Movements of the flying squirrel *Pteromys volans* in corridors and in matrix habitat. *Ecography*, 26, 641-651.
- Selonen, V., Hanski, I.K. (2004). Young flying squirrels (*Pteromys volans*) dispersing in fragmented forests. *Behavioral Ecology*, 15, 564-571.
- Selonen, V., Hanski, I.K. (2006). Habitat exploration and use in dispersing juvenile flying squirrels. *Journal of Animal Ecology*, 75, 1440-1449.
- Selonen, V., Hanski, I.K. (2010). Condition-dependent, phenotype-dependent and genetic-dependent factors in the natal dispersal of a solitary rodent. *Journal of Animal Ecology*, 79, 1093-1100.
- Selonen, V., Hanski, I.K., Desrochers, A. (2007). Natal habitat-biased dispersal in the Siberian flying squirrel. *Proc Biol Sci*, 274, 2063-2068.
- Selonen, V., Hanski, I.K., Stevens, P.C. (2001). Space use of the Siberian flying squirrel *Pteromys volans* in fragmented forest landscapes. *Ecography*, 24, 588-600.
- Selonen, V., Sulkava, P., Sulkava, R., Sulkava, S., Korpimäki, E. (2010). Decline of flying and red squirrels in boreal forests revealed by long-term diet analyses of avian predators. *Animal Conservation*, 13, 579-585.
- Suzuki, K., Yanagawa, H. (2012). Different nest site selection of two sympatric arboreal rodent species, Siberian flying squirrel and small Japanese field mouse, in Hokkaido, Japan. *Mammal Study*, 37, 243-247.
- Sutherland, G.D., Harestad, A.S., Price, K., Lertzman, K.P. (2000). Scaling of natal dispersal distance in terrestrial birds and mammals. *Conservation Ecology*, 4, 16.
- Tamm, Ü. (2005). Haab, põlatud ja hinnatud metsapuu. *Eesti loodus*, 22, 16-18.
- Timm, U. (2006). Tegevuskava lendorava (*Pteromys volans*) kaitse korraldamiseks.
- Timm, U., Kiristaja, P. (2002). The Siberian Flying Squirrel (*Pteromys volans* L.) in Estonia. *Acta Zoologica Lituanica*, 12, 433-436.
- Trisurat, Y., Bhumpakphan, N., Dachyosdee, U., Kachanasakha, B., Tanhikorn, S. (2010). Identifying Priority Areas for Biodiversity Conservation in Northern Thailand: Land Use Change and Species Modeling Approaches. *Biodiversity Hotspots*, 7, 81-103.
- Tylianakis, J.M., Didham, R.K., Bascompte, J., Wardle, D.A. (2008). Global change and species interactions in terrestrial ecosystems. *Ecology Letters*, 11, 1351-1363.

- Warren, D.L., Glor, R.E., Turelli, M. (2008). Environmental Niche Equivalency Versus Conservatism: Quantitative Approaches to Niche Evolution. *Evolution*, 62, 2868-2883.
- Wiens, J.A., Stenseth, N.C., Vanhorne, B., Ims, R.A. (1993). Ecological Mechanisms and Landscape Ecology. *Oikos*, 66, 369-380.
- Wilson, C.D., Roberts, D., Reid, N. (2011). Applying species distribution modelling to identify areas of high conservation value for endangered species: A case study using *Margaritifera margaritifera* (L.). *Biological Conservation*, 144, 821-829.

Mina, Martin Absalon

sünnikuupäev: 07.01.1986

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose „Lendorava (*Pteromys volans*) ruumikasutus ja populatsiooni sidusus Virumaa metsamassiivis“, mille juhendaja on Jaanus Remm.

1.1. reprodutseerimiseks säilitamise ja üldsusele kättesaadavaks tegemise eesmärgil, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace-is lisamise eesmärgil kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni;

1.2. üldsusele kättesaadavaks tegemiseks Tartu Ülikooli veebikeskkonna kaudu, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace'i kaudu kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni.

2. olen teadlik, et punktis 1 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.

3. kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse seadusest tulenevaid õigusi.

Tartus, 25.05.2013